

MICAEL DE SOUZA FRAGA

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA AVALIAÇÃO E OTIMIZAÇÃO DE  
REDES DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de Doctor Scientiae.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS - BRASIL  
2019

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

F811p  
2019  
Fraga, Micael de Souza, 1989-  
Proposta metodológica para avaliação e otimização de redes  
de monitoramento de qualidade da água / Micael de Souza  
Fraga. – Viçosa, MG, 2019.  
x, 88 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Demetrius David da Silva.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Água - Qualidade. 2. Água - Aspectos ambientais.  
3. Água - Poluição. 4. Análise multivariada. I. Universidade  
Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

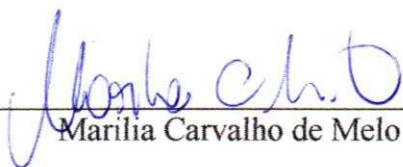
CDD 22 ed. 628.16

MICAEL DE SOUZA FRAGA

**PROPOSTA METODOLÓGICA PARA AVALIAÇÃO E OTIMIZAÇÃO DE REDES DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DA ÁGUA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de Doctor Scientiae.

APROVADA: 27 de fevereiro de 2019.



---

Marília Carvalho de Melo



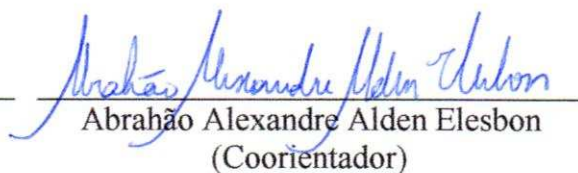
---

Maria Lúcia Calijuri



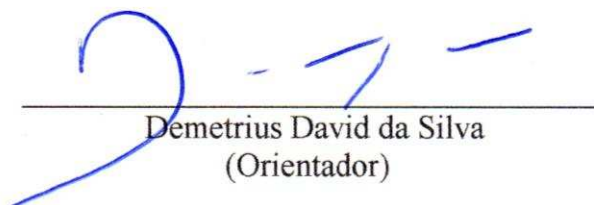
---

Celso Bandeira de Melo Ribeiro



---

Abrahão Alexandre Alden Elesbon  
(Coorientador)



---

Demetrius David da Silva  
(Orientador)

À minha mãe, Valéria,  
por ser a maior incentivadora dos meus sonhos.

À Flávia Mariani Barros,  
por ter me mostrado o caminho da ciência.

Dedico.

## AGRADECIMENTOS

Na conclusão desse trabalho, agradeço primeiramente a Deus, pelas bênçãos concedidas e por se fazer presente em todos os momentos da minha vida. A minha família, em especial a minha mãe, Valéria, que nunca mediu esforços para me ajudar a realizar um sonho. A Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realização do doutorado. Ao Conselho de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos. Ao Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), pela concessão dos dados e apoio técnico, possibilitando o desenvolvimento de toda a pesquisa. Ao Demetrius, pela orientação madura e objetiva, pela confiança em mim depositada e por todas as oportunidades concedidas desde o mestrado (muito obrigado, mesmo!). Aos professores Hugo e Abrahão, que mesmo com toda a distância geográfica foram a melhor dupla de coorientadores que alguém poderia ter.

Agradeço imensamente a todos os amigos que passaram pelo CRRH, em especial a Felipe, Tarcila, Laura, Maria Camila, Rayssa, David, Clívia, Marcel, Marina, Josiane, Rafael Petruceli, Uilson, Jasmine, Guilherme, Renan, Ana Luiza, Cássio, Roberto, Rafael Luís, Erli, Luan Peroni, Arnaldo e Arthur, pela excelente convivência, apoio, amizade e risadas durante todo esse período. Aos amigos do Projeto Forrozear UFV, em especial a Diego, Sabrina, Maria Inês e Bruno, foi muito bom estar ao lado de vocês passando raiva e compartilhando alegrias. Christopher and Son, for the good times and for all the support during my doctoral internship in the USA. Aos amigos da República Malibu, pela excelente convivência e companheirismo durante todos esses anos. E a todos que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho.

A todos vocês, meu muito obrigado!

## **BIOGRAFIA**

MICAEL DE SOUZA FRAGA, filho de Valéria Alves de Souza e Ronaldo Freire Fraga, nasceu em 28 de março de 1989, na cidade de Aracajú, estado de Sergipe, Brasil.

Em setembro 2007 iniciou o curso de graduação em Engenharia Ambiental na Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB), graduando-se em outubro de 2012.

Em abril de 2013 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV), área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais, a nível de mestrado, submetendo-se à defesa de dissertação em fevereiro de 2015.

Em março de 2015 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV), área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais, a nível de doutorado, submetendo-se à defesa de tese em fevereiro de 2019.

## CONTEÚDO

|   |            |
|---|------------|
| <b>RESUMO</b> .....   | <b>vii</b> |
| <b>ABSTRACT</b> .....   | <b>ix</b>  |
| <b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....   | <b>1</b>   |
| <b>REFERÊNCIAS</b> .....  | <b>3</b>   |
| <b>CAPÍTULO 1:</b> .....  | <b>5</b>   |
| <b>Utilização de métodos estatísticos multivariados na otimização do monitoramento da qualidade das águas superficiais na bacia do rio Doce, Minas Gerais, Brasil</b> ..... | <b>5</b>   |
| 1.1. INTRODUÇÃO .....   | 6          |
| 1.2. MATERIAL E MÉTODOS .....   | 8          |
| 1.2.1 Caracterização da área de estudo .....  | 8          |
| 1.2.2. Base de dados utilizada .....  | 10         |
| 1.2.3. Métodos de análises utilizados .....   | 11         |
| 1.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....   | 14         |
| 1.4. CONCLUSÕES .....   | 25         |
| 1.5. REFERÊNCIAS .....  | 26         |
| <b>CAPÍTULO 2:</b> .....  | <b>32</b>  |
| <b>Análise de tendência temporal e espacial da qualidade das águas superficiais na bacia hidrográfica do rio Doce, Minas Gerais, Brasil</b> .....                           | <b>32</b>  |
| 2.1. INTRODUÇÃO .....   | 33         |
| 2.2. MATERIAL E MÉTODOS .....   | 34         |
| 2.2.1. Área de estudo .....   | 34         |
| 2.2.2. Base de dados e métodos de análises utilizados .....   | 36         |
| 2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....   | 40         |
| 2.4. CONCLUSÕES .....   | 54         |
| 2.5. REFERÊNCIAS .....  | 54         |
| <b>CAPÍTULO 3:</b> .....  | <b>59</b>  |
| <b>Proposta metodológica para alocação de estações de monitoramento da qualidade da água utilizando análise estratégica de decisão</b> .....                                | <b>59</b>  |
| 3.1. INTRODUÇÃO .....   | 60         |
| 3.2. MATERIAIS E MÉTODOS .....  | 62         |
| 3.2.1. Estrutura da proposta metodológica .....   | 62         |
| 3.2.2. Definição dos critérios adotados .....   | 63         |

|  |           |
|--|-----------|
| 3.2.3. Ponderação dos critérios utilizados.....  | 65        |
| 4.2.4. Área de estudo .....  | 66        |
| 3.2.5. Obtenção da base de dados e inserção dos critérios em ambiente GIS.....             | 68        |
| 3.2.6. Padronização dos critérios utilizados .....   | 69        |
| 3.2.7. Agregação dos critérios utilizados e obtenção do mapa final de adequabilidade ..... | 71        |
| 3.2.8. Alocação das estações de monitoramento da qualidade da água.....                    | 71        |
| 3.2.9. Simulação de cenário.....   | 72        |
| 3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....  | 72        |
| 3.4. CONCLUSÕES.....   | 80        |
| 3.5. REFERÊNCIAS .....   | 81        |
| <b>CONCLUSÕES GERAIS .....</b>   | <b>88</b> |

## RESUMO

FRAGA, Micael de Souza, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2019. **Proposta metodológica para avaliação e otimização de redes de monitoramento de qualidade da água.** Orientador: Demetrius David da Silva. Coorientadores: Abrahão Alexandre Alden Elesbon, Hugo Alexandre Soares Guedes e Gérson Rodrigues dos Santos.

O monitoramento da qualidade da água é fundamental para a elaboração de uma base de dados confiável e adequada para fins de planejamento e gestão dos recursos hídricos e, neste contexto, os projetos de redes de monitoramento qualitativo em bacias hidrográficas têm se tornado cada vez mais relevantes. Bem projetada, uma rede de monitoramento identifica problemas de qualidade da água ao mesmo tempo em que estabelece valores de referência para a análise de tendências de curto e longo prazos. Entretanto, a ausência do planejamento da rede com base em métodos científicos pode acarretar no desperdício de recursos humanos, financeiros e logísticos, uma vez que estações de monitoramento podem ser instaladas em locais inadequados, ocasionando a geração de dados redundantes e pouco representativos. Sendo assim, o objetivo geral do presente estudo foi estruturar uma metodologia para avaliação, otimização e instalação de redes de monitoramento da qualidade da água. Todo o estudo foi realizado na porção mineira da bacia do rio Doce. No primeiro capítulo é demonstrada a aplicação de um conjunto de técnicas estatísticas multivariadas (Análise de Cluster e Análise Fatorial/Análise de Componentes Principais) com o objetivo de identificar as principais variáveis de qualidade da água a serem priorizadas nas campanhas de monitoramento, as suas possíveis fontes de poluição, bem como a melhor frequência de amostragem. Com os resultados identificou-se que as variáveis selecionadas pelas análises representam a alta susceptibilidade que a bacia do rio Doce apresenta à erosão, ao lançamento de efluentes domésticos nos corpos hídricos da bacia e à contaminação por metais pesados oriundos de atividades industriais e de mineração. Foram identificadas 14 variáveis como prioritárias na rede de monitoramento, sendo elas: clorofila a, coliformes totais, condutividade elétrica, demanda bioquímica de oxigênio, *Escherichia coli*, feofitina a, ferro dissolvido, fósforo total, manganês total, nitrogênio amoniacal total, oxigênio dissolvido, sólidos em suspensão totais, sólidos totais e turbidez. Os resultados também mostraram que a variação da qualidade da água do rio Doce é determinada, em parte, pela sazonalidade, reiterando a importância da frequência de monitoramento mensal nas estações da bacia do rio Doce. No segundo capítulo foram utilizadas técnicas estatísticas para analisar a tendência temporal e espacial (testes de Mann-Kendall, Sazonal de Mann-Kendall, correlação de Spearman na análise temporal e Análise de Cluster na análise espacial) dos dados de

qualidade da água. Utilizando o Índice de Qualidade das Águas e as variáveis que o compõe, foi possível analisar a variabilidade da qualidade da água ao longo dos anos de monitoramento, identificando as áreas mais impactadas e as principais estações de monitoramento a serem mantidas na rede. Com os resultados das análises de tendência temporal identificou-se que a maior parte das estações que apresentaram tendências de redução na qualidade da água estão localizadas em áreas com adensamento populacional, demonstrando a forte influência das péssimas condições sanitárias dos municípios na qualidade da água da bacia. Na análise de tendência espacial, a análise de cluster agrupou as estações de monitoramento em seis clusters com base na sua similaridade entre os valores da qualidade das águas e, juntamente com os resultados das outras análises, verificou-se que a bacia do rio Caratinga apresentou o maior grau de poluição. Também foi possível apontar cinco estações que podem ser realocadas ou desativadas. Por fim, no terceiro capítulo, foi apresentada uma proposta metodológica para subsidiar a alocação de estações de monitoramento qualitativo. O método levou em consideração oito critérios relevantes ao monitoramento da qualidade da água em bacias hidrográficas brasileiras, sendo totalmente executado em ambiente de sistema de informação geográfica e aplicado em locais que possuem ou não redes de monitoramento já instaladas. Como a parte mineira da bacia do rio Doce já possui uma rede de monitoramento com 65 estações em operação, foi proposta uma expansão da rede e também realizada a simulação de um cenário considerando que a área não possuía uma rede já instalada. Com a aplicação da metodologia, sete novos locais foram propostos a fim de que a área de estudo possuísse a densidade recomendada pela Agência Nacional de Águas (ANA), sendo constatado que a Unidade de Gestão de Recursos Hídricos do rio Caratinga (UGRH5 Caratinga) possui a maior deficiência de estações dentre as seis unidades avaliadas na parte mineira da bacia do rio Doce. Na simulação do cenário considerando a não existência de rede, o mapa de adequabilidade obtido foi comparado com a atual rede de monitoramento e foi possível classificar as estações conforme a finalidade para qual foram instaladas, tais como: monitorar ambientes sob impacto de atividades antrópicas ou estabelecer padrões de referência para os corpos hídricos.

## ABSTRACT

FRAGA, Micael de Souza, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2019. **Methodological proposal for the evaluation and optimization of water quality monitoring networks.** Advisor: Demetrius David da Silva. Co-advisors: Abrahão Alexandre Alden Elesbon, Hugo Alexandre Soares Guedes and Gérson Rodrigues dos Santos.

The monitoring of water quality is critical to the development of a reliable and adequate data base for planning and management of water resources. In this context, projects of networks for qualitative monitoring in river basins have become increasingly relevant. A well-designed, monitoring network identifies water quality problems while establishing benchmarks for analyzing short- and long-term trends. However, the lack of network planning based on scientific methods may result in a waste of human, financial and logistical resources, since monitoring stations can be established in inappropriate places, causing the generation of redundant and unrepresentative data. Thus, the general objective of the present study was to structure a methodology for evaluation, optimization and establishment of water quality monitoring networks. The whole study was carried out in the Minas Gerais portion of the Doce river basin. It is demonstrated in the first chapter the application of a set of multivariate statistical techniques (Cluster Analysis and Factor Analysis/Principal Component Analysis) with the objective of identifying the main water quality variables to be prioritized on the monitoring campaigns, their potential sources of pollution as well as the best sampling frequency. It was identified from the results that the variables selected by the analysis, represent the high susceptibility of the Doce river basin to erosion, domestic effluents release into its water bodies and heavy metals contamination coming from industrial and mining activities. A total of 14 variables were identified as priority variables in the monitoring network: chlorophyll a, total coliforms, electrical conductivity, biochemical oxygen demand, thermotolerant coliforms, pheophytin a, dissolved iron, total phosphorus, total manganese, total ammoniacal nitrogen, dissolved oxygen, total suspended solids, total solids and turbidity. The results also showed that the water quality variation of the Doce River is determined in part by the seasonality, emphasizing the importance of monthly monitoring in the stations of the Doce river basin. Statistical techniques were used in the second chapter to analyze the temporal and spatial water quality trend (Mann-Kendall trend test, Seasonal Mann-Kendall trend test, Spearman's rank correlation coefficient on the temporal analysis and Cluster Analysis on spatial analysis). The use of Water Quality Index and the variables that compose it, made possible to analyze the variability of water quality over the years of monitoring, identifying the most impacted areas and the main monitoring stations to be maintained in the network. The results of time trend analysis made possible to find out that most of the stations that presented a decreasing tendency in water quality are located in areas with population densification, indicating the strong influence of poor sanitary conditions of the cities to the basin water quality. In the spatial trend

analysis, the cluster analysis grouped the monitoring stations into six clusters based on the similarity of the water quality values. Along with the results of the other analysis, it was verified that the Caratinga river basin presented the highest pollution degree. It was also possible to point out five stations that can be relocated or deactivated. Finally, in the third chapter, a methodological proposal was presented to subsidize the allocation of qualitative monitoring stations. The method took into account eight criteria that are relevant to the monitoring of water quality in the river basins in Brazil, being fully executed in a geographic information system condition and performed in locations whether monitoring networks have been established or not. Since the Minas Gerais portion of the Doce river basin already has a monitoring network with 65 stations in operation, it was proposed to expand the network and also a scenario was simulated considering that the area did not have an already established network. As the methodology was applied, seven new sites were proposed so that the study area had the density recommended by the National Water Agency (Agência Nacional de Águas - ANA), and it was verified that the Caratinga River Water Resources Management Unit (Unidade de Gestão de Recursos Hídricos do Rio Caratinga - UGRH5 Caratinga) has the least number of stations among the six units evaluated in the Minas Gerais portion of the Doce river basin. Considering the non-existence of a network, in the scenario simulation, the adequacy map obtained was compared with the current monitoring network and it was possible to classify the stations according to the purpose for which they were established, such as: monitoring environments under anthropic activities or establishing standards for water bodies.

## INTRODUÇÃO GERAL

O monitoramento da qualidade da água é fundamental para a elaboração de uma base de dados confiável e adequada para fins de planejamento e gestão dos recursos hídricos (BEHMEL et al., 2016; SHRESTHA; KAZAMA, 2007; SIMEONOV et al., 2003; STROBL; ROBILLARD, 2008) e o desenvolvimento de estudos para projeto de redes de monitoramento qualitativo em rios e em bacias hidrográficas tem sido cada vez mais relevante.

Em uma rede de monitoramento, a avaliação da qualidade da água inclui coletas, análise dos dados, elaboração de relatórios e disseminação das informações encontradas (TRINDADE, 2013). Bem projetada, uma rede de monitoramento identifica problemas de qualidade da água ao mesmo tempo em que estabelece valores de referência para a análise de tendências de curto e longo prazos (STROBL; ROBILLARD, 2008). Entretanto, a ausência do planejamento da rede com base em métodos científicos pode acarretar no desperdício de recursos humanos, financeiros e logísticos, uma vez que estações de monitoramento podem ser instaladas em locais inadequados, ocasionando a geração de dados pouco representativos.

Atualmente, diversas metodologias para avaliar a qualidade da rede de monitoramento e dos dados gerados podem ser encontradas na literatura. Essas metodologias consideram abordagens diferentes, tais como técnicas multivariadas (AJORLO et al., 2013; BARAKAT et al., 2016; GUEDES et al., 2012; MOHAMED et al., 2015; SABINO; LAGE; ALMEIDA, 2014), algoritmo genético e sistema de informação geográfica (PARK et al., 2006), redes neurais (YANG; NAN; SUN, 2008), testes não paramétricos (ANGHILERI; PIANOSI; SONCINI-SESSA, 2014; DA COSTA et al., 2017; DIAMANTINI et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2017; TABARI; MAROFI; AHMADI, 2011; TRINDADE et al., 2017) e aplicação do conceito da entropia (ALMEIDA, 2013; MEMARZADEH; MAHJOURI; KERACHIAN, 2013). Idealmente, os programas de monitoramento devem aderir a metodologias aceitas e padronizadas, quando aplicável (STROBL; ROBILLARD, 2008).

No Brasil, as redes de monitoramento já instaladas vêm possibilitando o acompanhamento das alterações das características físicas, químicas e biológicas da água decorrente de atividades antrópicas e de fenômenos naturais, subsidiando instrumentos de controle da poluição ambiental, bem como a formulação de políticas ambientais (ANA, 2013). Entretanto, a qualidade desses dados pode ser questionada, uma vez que muitos órgãos gestores de recursos hídricos no Brasil ainda dependem de conhecimentos vivenciais e julgamentos subjetivos para determinar o local de instalação das estações. Tal fato implica que o conhecimento gerado a respeito da qualidade da água pelos programas de monitoramento

muitas vezes não é representativo das necessidades reais para as quais a rede deveria ter sido instalada, demonstrando que ainda existe uma carência de metodologias que possam subsidiar a gestão qualitativa dos recursos hídricos no Brasil.

Sendo assim, o objetivo geral do presente trabalho foi de apresentar ferramentas disponíveis que possam ser utilizadas por pesquisadores e órgãos gestores de recursos hídricos na avaliação, otimização e alocação de redes de monitoramento da qualidade da água. Tal abordagem permite melhores recomendações de controle da poluição da água, melhor alocação das estações de monitoramento e melhor compreensão do ecossistema em estudo.

Neste contexto, no primeiro capítulo (Artigo 1) do presente trabalho, intitulado “Utilização de métodos estatísticos multivariados na otimização do monitoramento da qualidade das águas superficiais na bacia do rio Doce, Minas Gerais, Brasil”, é demonstrada a aplicação de um conjunto de técnicas estatísticas multivariadas com o objetivo de identificar, em uma rede de monitoramento qualitativo já instalada, as principais variáveis de qualidade da água a serem priorizadas nas campanhas de monitoramento, as possíveis fontes de poluição, bem como a melhor frequência de amostragem.

No segundo capítulo (Artigo 2), intitulado “Análise de tendência temporal e espacial da qualidade das águas superficiais na bacia hidrográfica do rio Doce, Minas Gerais, Brasil”, focou-se em demonstrar técnicas estatísticas para analisar a tendência temporal e espacial de dados de qualidade da água, aplicados novamente em uma rede de monitoramento qualitativo já instalada. Com isso, foi possível analisar a variabilidade da qualidade da água ao longo dos anos de monitoramento, identificando as áreas mais impactadas e as principais estações de monitoramento a serem mantidas na rede.

Por fim, no terceiro capítulo (Artigo 3), intitulado “Proposta metodológica para alocação de estações de monitoramento da qualidade da água utilizando análise estratégica de decisão”, foi apresentada uma proposta metodológica para subsidiar a alocação de estações de monitoramento qualitativo em locais que possuem ou não uma rede instalada. O método levou em consideração uma série de critérios relevantes ao monitoramento da qualidade da água em bacias hidrográficas brasileiras, sendo totalmente executado em ambiente de sistema de informação geográfica.

## REFERÊNCIAS

- AJORLO, M. et al. Multivariate statistical techniques for the assessment of seasonal variations in surface water quality of pasture ecosystems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 10, p. 8649–8658, 2013.
- ALMEIDA, K. C. B. **Avaliação da rede de monitoramento de qualidade das águas superficiais da bacia do rio das Velhas utilizando o método da entropia**. [s.l.] Universidade Federal de Minas Gerais, 2013.
- ANA. **Cuidando das Águas - Soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**. 2. ed. Brasília: [s.n.].
- ANGHILERI, D.; PIANOSI, F.; SONCINI-SESSA, R. Trend detection in seasonal data: from hydrology to water resources. **Journal of Hydrology**, v. 511, p. 171–179, 16 abr. 2014.
- BARAKAT, A. et al. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, n. 4, p. 284–292, 1 dez. 2016.
- BEHMEL, S. et al. Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. **Science of The Total Environment**, v. 571, p. 1312–1329, 15 nov. 2016.
- DA COSTA, E. P. et al. Evaluation of violations in water quality standards in the monitoring network of São Francisco River basin, the third largest in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 11, p. 590, 30 nov. 2017.
- DIAMANTINI, E. et al. Driver detection of water quality trends in three large European river basins. **Science of The Total Environment**, v. 612, p. 49–62, 15 jan. 2018.
- GUEDES, H. A. S. et al. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 558–563, 2012.
- MEMARZADEH, M.; MAHJOURI, N.; KERACHIAN, R. Evaluating sampling locations in river water quality monitoring networks: application of dynamic factor analysis and discrete entropy theory. **Environmental Earth Sciences**, v. 70, n. 6, p. 2577–2585, 14 nov. 2013.
- MOHAMED, I. et al. Assessment of water quality parameters using multivariate analysis for Klang River basin, Malaysia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 1, p. 4182, 2015.
- OLIVEIRA, S. C. et al. Qualidade das águas superficiais do Médio São Francisco após a implantação dos perímetros irrigados de Gorutuba/Lagoa Grande e Jaíba. **Engenharia**

- Sanitaria e Ambiental**, n. 0, p. 711–721, 2017.
- PARK, S.-Y. et al. Design of a water quality monitoring network in a large river system using the genetic algorithm. **Ecological Modelling**, v. 199, n. 3, p. 289–297, 1 dez. 2006.
- SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; ALMEIDA, K. C. DE B. Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. spe, p. 87–94, 2014.
- SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling and Software**, v. 22, n. 4, p. 464–475, 2007.
- SIMEONOV, V. et al. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, v. 37, n. 17, p. 4119–4124, 2003.
- STROBL, R. O.; ROBILLARD, P. D. Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 87, n. 4, p. 639–648, 1 jun. 2008.
- TABARI, H.; MAROFI, S.; AHMADI, M. Long-term variations of water quality parameters in the Maroon River, Iran. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 177, n. 1–4, p. 273–287, 11 jun. 2011.
- TRINDADE, A. L. C. **Aplicação de técnicas estatísticas para avaliação de dados de monitoramento de qualidade das águas superficiais da porção mineira da bacia do rio São Francisco**. [s.l.] Universidade Federal de Minas Gerais, 2013.
- TRINDADE, A. L. C. et al. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 13–24, 2017.
- YANG, W.; NAN, J.; SUN, D. An online water quality monitoring and management system developed for the Liming River basin in Daqing, China. **Journal of Environmental Management**, v. 88, n. 2, p. 318–325, 1 jul. 2008.

## **CAPÍTULO 1:**

### **Utilização de métodos estatísticos multivariados na otimização do monitoramento da qualidade das águas superficiais na bacia do rio Doce, Minas Gerais, Brasil**

**RESUMO:** O objetivo do presente estudo foi de avaliar os dados de qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce a fim de otimizar a atual rede de monitoramento através da identificação das principais variáveis a serem mantidas na rede, as suas possíveis fontes de poluição e a melhor frequência de amostragem. Para tal, técnicas estatísticas multivariadas (Análise Fatorial/Análise de Componentes Principais – AF/ACP e Análise de Cluster – AC) complementadas pela análise de violação das classes de enquadramento foram utilizadas. No total foram analisadas variáveis de qualidade da água comuns a 64 pontos de monitoramento para o período base de 2010 a 2017. As variáveis de qualidade da água foram analisadas considerando as diferentes campanhas de monitoramento, sendo elas: a) campanhas parciais, analisando 18 variáveis; b) campanhas totais, analisando 50 variáveis; e c) campanhas mensais, analisando apenas as 12 estações localizadas na calha do rio Doce e as 18 variáveis de qualidade da água que são monitoradas mensalmente, sendo as mesmas monitoradas nas campanhas parciais. Com os resultados da AF/ACP identificou-se que, quando analisados os dados das campanhas parciais, as variáveis selecionadas representam a alta susceptibilidade que a bacia apresenta à erosão e ao lançamento de efluentes domésticos nos corpos hídricos da bacia. Quando avaliados os dados referente às campanhas totais, houve a inclusão de variáveis representativas da contaminação por metais pesados oriundos de atividades industriais e de mineração. Por conseguinte, a análise de violação das classes de enquadramento permitiu identificar cinco variáveis críticas, sendo elas: Escherichia coli, ferro dissolvido, fósforo total e manganês total, que reforçaram os resultados obtidos na AF/ACP. Com base nos resultados das análises, recomendou-se a inclusão de variáveis associadas a contaminação por metais pesados nas campanhas parciais, com prioridade para o ferro dissolvido e o manganês total, bem como a amostragem do cloreto total somente nas campanhas totais. Ao avaliar os dados das campanhas mensais, a AC mostrou que, embora a frequência de monitoramento trimestral seja satisfatória, a frequência mensal é mais indicada para o monitoramento da qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce.

**Palavras-chave:** Monitoramento ambiental; Padrões de qualidade da água; Poluição hídrica.

## 1.1. INTRODUÇÃO

A qualidade da água de um corpo hídrico pode ser influenciada por vários fatores, motivo pelo qual apresenta grande variabilidade (FRITZSONS et al., 2009; SINGH et al., 2009). Em ambientes naturais, a qualidade da água pode ser influenciada por fatores climáticos, intemperismo das rochas e erosão do solo. Já em bacias antropizadas, destacam-se a expansão agrícola e o acelerado crescimento populacional e industrial (AJORLO et al., 2013; DUPAS et al., 2015; MUANGTHONG; SHRESTHA, 2015). Conforme ANA (2013), tais fatores provocam mudanças no teor de nutrientes, sedimentos, toxinas, metais pesados, dentre outros, podendo causar sérios danos à saúde humana e ao ecossistema aquático.

Sabendo que a qualidade da água reflete as condições ambientais da bacia hidrográfica, está se tornando cada vez mais necessário diagnosticar e prever os impactos futuros decorrentes de determinadas ações. Sendo assim, um programa de monitoramento qualitativo é o primeiro passo para a constituição de uma base de dados confiável e representativa da qualidade da água (SHRESTHA; KAZAMA, 2007; SIMEONOV et al., 2003), permitindo detectar variações espaciais e temporais nas variáveis analisadas, além de apoiar a gestão dos recursos hídricos na efetivação de instrumentos de gestão, tais como outorga, cobrança e enquadramento de corpos d'água em classes de uso (ANA, 2013).

Na parte mineira da bacia do rio Doce, o monitoramento qualitativo começou a ser realizado no ano de 1997 por meio do Projeto “Águas de Minas”, sob responsabilidade do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). A qualidade da água é um dos principais aspectos de vulnerabilidade da bacia, uma vez que diversos fatores determinantes na ocorrência de contaminações pontuais e difusas são observados, tais como: lançamento de efluentes domésticos sem tratamento, disposição inadequada de resíduos sólidos, alta geração de efluentes industriais e o uso inadequado do solo (ECOPLAN-LUME, 2010a).

Na rede de monitoramento atual, a parte mineira da bacia do rio Doce apresenta 65 estações em operação, realizando quatro campanhas anuais com frequência trimestral para a maioria das estações de monitoramento, sendo duas completas e duas parciais. Nas campanhas completas, realizadas semestralmente, são analisadas 56 variáveis de qualidade de água, das quais 51 são comuns ao conjunto de estações. Nas campanhas parciais, realizadas entre as campanhas completas, são analisadas 19 variáveis em comum ao conjunto de estações e às quatro campanhas de monitoramento. Para as estações localizadas na calha principal do rio Doce as campanhas possuem frequência mensal (IGAM, 2016).

De um modo geral, as campanhas de monitoramento analisam variáveis que permitem caracterizar a qualidade da água e o grau de contaminação dos corpos hídricos. No entanto, a variabilidade temporal e espacial e a falta de compreensão adequada das variáveis de qualidade da água devido ao extenso banco de dados gerado dificultam o controle da poluição da água (CHOWDHURY; AL-ZAHRANI, 2014). Sendo assim, diante dessa grande quantidade de informações que as campanhas de monitoramento vêm gerando e da escassez de estudos específicos relacionados a essa temática para a bacia do rio Doce, torna-se necessária a utilização de ferramentas estatísticas que permitam analisar esse banco de dados e identificar as principais variáveis que explicam a variabilidade da qualidade da água, as principais fontes de poluição e a melhor frequência de amostragem.

Dentre as metodologias disponíveis para interpretar conjuntos de dados qualitativos, técnicas estatísticas multivariadas, como Análise de Componentes Principais seguida pela Análise Fatorial (AF/ACP) e a Análise de Cluster (AC), vêm sendo amplamente utilizadas nos últimos anos para apoiar a gestão dos recursos hídricos (AJORLO et al., 2013; CALAZANS et al., 2018a, 2018b; CHOWDHURY; AL-ZAHRANI, 2014; FINKLER et al., 2015; HEROJEET et al., 2017; JI; DAHLGREN; ZHANG, 2016; LOPES et al., 2014; MOHAMED et al., 2015; ROCHA; PEREIRA, 2016; ROCHA; COSTA, 2015; SABINO; LAGE; ALMEIDA, 2014; TANRIVERDI et al., 2010; YU et al., 2013; ZEINALZADEH; REZAEI, 2017; ZHANG et al., 2011). Em estudos de qualidade da água, a AF/ACP utiliza a estrutura de correlação entre as múltiplas variáveis analisadas para produzir um pequeno número de novas variáveis independentes que contêm a maioria das informações do conjunto de dados original (OLSEN; CHAPPELL; LOFTIS, 2012), permitindo correlacionar as variáveis de qualidade da água com suas possíveis fontes de poluição e selecionar aquelas mais importantes para a sua caracterização. Já a AC permite, com base na similaridade entre os dados de qualidade da água analisados, identificar a melhor frequência de amostragem.

Associadas às técnicas multivariadas, outras análises podem ser utilizadas para complementar tais estudos, como é o caso do cálculo do percentual de amostras monitoradas que estão em desacordo com os padrões estabelecidos pela legislação (MARTINS et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2017; SABINO; LAGE; ALMEIDA, 2014). Entende-se que variáveis com alto valor de violação da classe de enquadramento podem ser consideradas como indicativas de deterioração da qualidade da água da bacia hidrográfica em questão.

Neste contexto, a partir de um conjunto de dados contendo características físicas, químicas e biológicas da água, técnicas estatísticas foram empregadas com o objetivo de otimizar a rede de monitoramento qualitativo na parte mineira da bacia hidrográfica do rio Doce, identificando

as principais variáveis a serem mantidas na rede de monitoramento, as possíveis fontes de poluição e a melhor frequência de amostragem, fornecendo assim um direcionamento aos órgãos gestores para ações de planejamento e gestão de recursos hídricos visando a melhoria da qualidade da água.

## **1.2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **1.2.1 Caracterização da área de estudo**

O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Doce, na parte inserida no estado de Minas Gerais, que corresponde a 87% da área total de aproximadamente 82.427 km<sup>2</sup> (ANA, 2018). O rio Doce nasce no estado de Minas Gerais, nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço, e suas águas percorrem aproximadamente 850 km até atingir o oceano Atlântico, no município de Linhares, estado do Espírito Santo (ECOPLAN-LUME, 2010a). A bacia integra a região hidrográfica do Atlântico Sudeste e se encontra inserida entre os paralelos 17°30'00" e 21°30'00"S e os meridianos 39°30'00" e 44°00'00"W.

Em sua totalidade, a bacia do rio Doce compreende 228 municípios, cujos territórios estão total ou parcialmente nela inseridos, sendo 200 mineiros e 28 capixabas (CBH-DOCE, 2016a). São 209 sedes municipais localizadas no território da bacia, com uma população residente de aproximadamente 3,6 milhões de habitantes (IBGE, 2010). No contexto da qualidade da água, esses valores trazem consequências através da precariedade do tratamento dos esgotos domésticos, um dos principais problemas verificados na bacia. O impacto negativo sobre a qualidade das águas é observado em alguns trechos de rios da bacia, notadamente nos afluentes do rio Doce, pois em sua calha principal esse impacto é minimizado pelo aumento da vazão disponível (ANA, 2016).

A atividade econômica da bacia é bastante diversificada, destacando-se: a agropecuária (reflorestamento, lavouras tradicionais, cultura de café, cana-de-açúcar, criação de gado, suinocultura); a agroindústria (sucroalcooleira); a mineração (ferro, ouro, bauxita, pedras preciosas etc.); a indústria (celulose, siderurgia e laticínios); o comércio e serviços de apoio dos complexos industriais; e a geração de energia elétrica (ECOPLAN-LUME, 2010a).

No estado de Minas Gerais, a bacia do rio Doce é subdividida em seis Unidades de Gestão dos Recursos Hídricos (UGRHs), que correspondem às UGRH1 Piranga, UGRH2 Piracicaba, UGRH3 Santo Antônio, UGRH4 Suaçuí, UGRH5 Caratinga e UGRH6 Manhuaçu (CBH-DOCE, 2016b). As UGRHs são unidades físico territoriais caracterizadas por aspectos físicos,

socioculturais, econômicos e políticos (IGAM, 2016). Na Figura 1.1 é possível observar a divisão da bacia do rio Doce por UGRHs no estado de Minas Gerais.

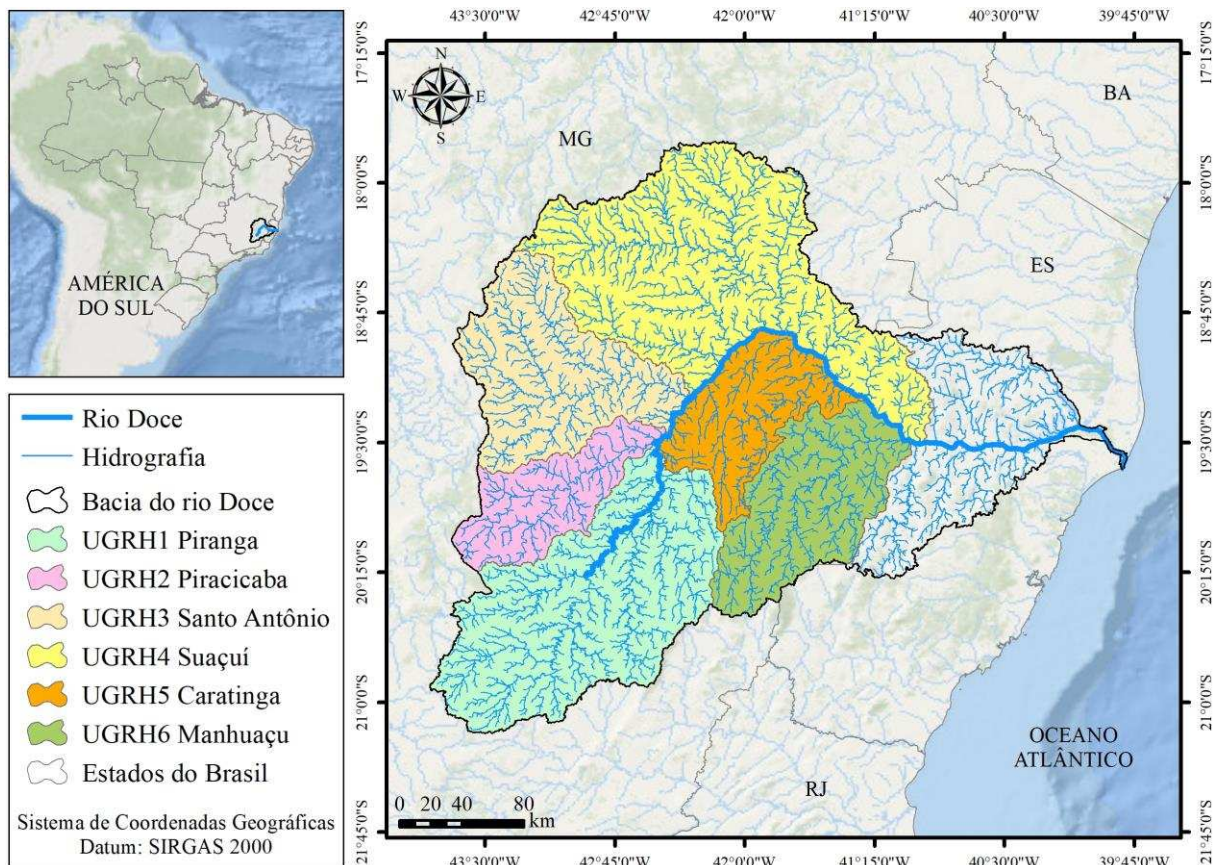


Figura 1.1. Localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Doce e divisão por UGRH.

Dentro do contexto econômico e ambiental, a bacia foi alvo de um dos maiores crimes ambientais ocorridos no Brasil. No dia 05 de novembro de 2015 ocorreu o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, pertencente à Samarco Mineração S.A., localizada no distrito de Bento Rodrigues, município de Mariana, estado de Minas Gerais. A barragem, classificada como Classe III, de alto potencial de dano ambiental, era destinada a receber e armazenar o rejeito gerado pela atividade de beneficiamento de minério de ferro (IGAM, 2017a). A barragem continha 50 milhões de m<sup>3</sup> de rejeito, dos quais 34 milhões de m<sup>3</sup> foram liberados no meio ambiente. Este montante atingiu 663 km de rios e córregos na bacia do rio Doce, nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, resultando em diversos impactos sobre os recursos hídricos e seus usos, tais como: abastecimento público, irrigação, uso industrial, geração de energia elétrica, lazer e pesca, destruição de áreas de preservação permanente, assoreamento e alterações morfológicas dos corpos hídricos (ANA, 2016).

## 1.2.2. Base de dados utilizada

Os dados de qualidade de água utilizados no estudo foram provenientes das campanhas de monitoramento de qualidade de água realizadas pelo “Projeto Águas de Minas”, onde as análises de qualidade da água são realizadas por um laboratório acreditado pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO), que participa regularmente de avaliações de controle de qualidade analítica (AQC) e segue padrões dos métodos padronizados para a análise de água e esgoto (APHA; AWWA; WEF, 2012). Para as análises, optou-se por utilizar apenas as variáveis comuns ao conjunto de estações, removendo inicialmente apenas a variável “temperatura do ar”, totalizando 50 variáveis (Tabela 1.1).

Tabela 1.1. Variáveis de qualidade da água utilizadas no estudo

| Variáveis  |   |
|--|---|
| Alcalinidade total (mg L <sup>-1</sup> )                   | Ferro dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )                  |
| Alumínio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )                  | Fósforo total (mg L <sup>-1</sup> )                     |
| Arsênio total (mg L <sup>-1</sup> )                        | Magnésio total (mg L <sup>-1</sup> )                    |
| Bário total (mg L <sup>-1</sup> )                          | Manganês total (mg L <sup>-1</sup> )                    |
| Boro total (mg L <sup>-1</sup> )                           | Mercurio total (µg L <sup>-1</sup> )                    |
| Cádmio total (mg L <sup>-1</sup> )                         | Níquel total (mg L <sup>-1</sup> )                      |
| Cálcio total (mg L <sup>-1</sup> )                         | Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )                           |
| Chumbo total (mg L <sup>-1</sup> )                         | Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )                           |
| Cianeto livre (mg L <sup>-1</sup> )                        | Nitrogênio amoniacal total (mg L <sup>-1</sup> )        |
| Cloreto total (mg L <sup>-1</sup> )                        | Nitrogênio orgânico (mg L <sup>-1</sup> )               |
| Clorofila a (µg L <sup>-1</sup> )                          | Óleos e graxas (mg L <sup>-1</sup> )                    |
| Cobre dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )                     | Oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )               |
| Coliformes totais (NMP 100mL <sup>-1</sup> )               | pH  |
| Condutividade elétrica (µmho cm <sup>-1</sup> )            | Potássio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )               |
| Cor verdadeira (mg L <sup>-1</sup> )                       | Selênio total (mg L <sup>-1</sup> )                     |
| Cromo total (mg L <sup>-1</sup> )                          | Sódio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )                  |
| Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (mg L <sup>-1</sup> ) | Sólidos dissolvidos totais (SDT) (mg L <sup>-1</sup> )  |
| Demanda química de oxigênio (DQO) (mg L <sup>-1</sup> )    | Sólidos em suspensão totais (SST) (mg L <sup>-1</sup> ) |
| Dureza de cálcio (mg L <sup>-1</sup> )                     | Sólidos totais (mg L <sup>-1</sup> )                    |
| Dureza de magnésio (mg L <sup>-1</sup> )                   | Substâncias tensoativas (mg L <sup>-1</sup> )           |
| Dureza total (mg L <sup>-1</sup> )                         | Sulfato total (mg L <sup>-1</sup> )                     |
| Escherichia coli (NMP 100mL <sup>-1</sup> )                | Sulfeto (mg L <sup>-1</sup> )                           |
| Estreptococos fecais (NMP 100mL <sup>-1</sup> )            | Temperatura da água (°C)                                |
| Fenóis totais (mg L <sup>-1</sup> )                        | Turbidez (UNT)  |
| Feofitina a (µg L <sup>-1</sup> )                          | Zinco total (mg L <sup>-1</sup> )                       |

Embora as campanhas venham sendo realizadas desde 1997 e a rede possua atualmente 65 estações de monitoramento, os dados utilizados no estudo foram referentes às coletas realizadas no período de 2010 a 2017 em 64 estações. Tal medida foi tomada em função dos seguintes fatores: a) não existe um conjunto completo de dados que inclua a maioria das estações de monitoramento disponível em período anterior a 2010; b) análises multivariadas não permitem valores omissos no conjunto de dados; e c) a estação de código RD011, localizada

na UGRH1 Piranga, foi implantada recentemente no ano de 2016, dispondo assim de uma pequena base de dados que inviabilizou a sua utilização nas análises.

Para a realização das análises, a base de dados total com as 50 variáveis de qualidade da água foi dividida em três conjunto de dados, sendo eles: a) campanhas parciais, onde foram analisados os dados das 64 estações e das 18 variáveis de qualidade da água monitoradas, uma vez que a “temperatura do ar” foi removida das análises; b) campanhas totais, onde foram analisados os dados das 64 estações e das 50 variáveis de qualidade da água monitoradas em comuns ao conjunto de estações; e c) campanhas mensais, onde foram analisados os dados das 12 estações localizadas na calha do rio Doce e das 18 variáveis de qualidade da água que são monitoradas mensalmente, sendo as mesmas monitoradas nas campanhas parciais.

Vale salientar que, devido ao período da base de dados utilizada, os resultados encontrados foram parcialmente afetados pelo rompimento da barragem de rejeitos de Fundão em Mariana no ano de 2015, já que as séries históricas do IGAM incluem variáveis sensíveis aos impactos decorrentes do acidente, tais como: turbidez, séries de sólidos, manganês total e ferro dissolvido. Destaca-se, ainda, que das 64 estações de monitoramento do IGAM avaliadas, apenas 13 foram afetadas pelo rompimento, dentre elas a estação RD011, correspondendo a aproximadamente 20% do total das estações avaliadas.

### **1.2.3. Métodos de análises utilizados**

A identificação e seleção das variáveis determinantes da variabilidade da qualidade das águas do rio Doce fundamentou-se na aplicação de duas análises, sendo elas: análise de componentes principais seguida pela análise fatorial (AF/ACP) e a análise de violação dos limites estabelecidos pela classe atual de enquadramento. A análise da melhor frequência de amostragem foi realizada utilizando a análise de cluster (AC).

#### **1.2.3.1. Análise Fatorial/Análise de Componentes Principais (AF/ACP)**

A AF/ACP foi utilizada para selecionar as variáveis de qualidade da água mais significativas na interpretação do conjunto de dados analisados. Conforme Hair Jr. et al. (2009), a AF/ACP condensa séries históricas de dados em um número menor de fatores que representam a variância da amostra com pequena perda das informações originais. Como a AF/ACP não permite valores omissos no conjunto de dados, foi calculada a porcentagem de dados faltantes de cada variável de qualidade da água, eliminando aquelas que apresentavam mais de 10% de

falhas (CALAZANS et al., 2018a). Para os demais dados faltantes foram considerados o valor da média da variável (OLSEN; CHAPPELL; LOFTIS, 2012).

A AF/ACP foi realizada em duas rodadas. A primeira delas utilizou apenas as variáveis de qualidade da água monitoradas nas campanhas parciais, pois possuem frequência trimestral e, conseqüentemente, uma melhor representatividade dos dados. A segunda foi realizada utilizando as variáveis de qualidade da água monitoradas nas campanhas completas, que, apesar de serem semestrais, incluem um número maior de variáveis.

Para confirmar a adequação da AF/ACP aos dados de qualidade da água, primeiramente foram realizados os testes de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e o de esfericidade de Bartlett. O teste de KMO verifica a medida de correlação entre as variáveis independentes. O valor do teste varia de 0 a 1, considerando que valores abaixo de 0,5 indicam que a aplicação da AF/ACP é inapropriada. Já o teste de esfericidade de Bartlett avalia se a matriz de correlação é uma matriz identidade, o que indicaria que não há correlação entre os dados e que o modelo fatorial é inapropriado (JUNG et al., 2016; MUANGTHONG; SHRESTHA, 2015).

Na AF/ACP a extração dos fatores foi realizada mediante a decomposição da matriz de correlação em seus autovalores e autovetores. A correlação de Spearman (R de Spearman) foi utilizada por considerar a distribuição não normal dos dados das variáveis de qualidade da água (SABINO; LAGE; ALMEIDA, 2014; WINTER; GOSLING; POTTER, 2016), verificada pela aplicação do teste de normalidade de Shapiro-Wilk (SW) ao nível de significância de 5%. Na extração dos fatores foram considerados somente aqueles com autovalor superior a um, sendo assim, qualquer fator explica uma variância superior em comparação com aquela apresentada por uma simples variável (HAIR JR. et al., 2009).

Como a mesma variável de qualidade da água pode apresentar alta carga fatorial em mais de um dos fatores, o que dificulta a análise dos resultados, foi adotado o procedimento de rotação ortogonal da matriz de cargas fatoriais através do método varimax, sendo esse frequentemente utilizado em estudos de qualidade da água (AJORLO et al., 2013; BARAKAT et al., 2016; GUEDES et al., 2012; MOHAMED et al., 2015; ROCHA; FREITAS; SILVA, 2014; ZHANG et al., 2011). O efeito final de rotacionar a matriz fatorial é redistribuir a variância dos primeiros fatores para os últimos, com o objetivo de atingir um padrão fatorial mais simples e teoricamente mais significativo (HAIR JR. et al., 2009).

Na seleção das variáveis para a caracterização dos fatores adotou-se a classificação dos valores das cargas fatoriais proposta por Liu, Lin e Kuo (2003), correspondentes à composição absoluta das componentes principais: forte ( $>0,75$ ), moderado ( $<0,75$  e  $>0,50$ ) e fraco ( $<0,50$  e  $>0,30$ ). Optou-se por selecionar os fatores que apresentaram carga fatorial  $\geq 0,7$ , valor

amplamente utilizado por outros autores em estudos de qualidade da água (CHOWDHURY; AL-ZAHRANI, 2014; ROCHA; PEREIRA, 2016; SHRESTHA; KAZAMA, 2007).

### **1.2.3.2. Análise de violação da classe de enquadramento**

Em conjunto com a AF/ACP, também foi calculado o percentual de violação da classe de enquadramento para as variáveis de qualidade da água que possuem limites de concentração estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 e pela Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG nº 01/2008, sendo considerado o enquadramento do corpo d'água na localização das estações de monitoramento. Como na parte mineira da bacia do rio Doce apenas a bacia do rio Piracicaba possui enquadramento aprovado no âmbito do Conselho Estadual dos Recursos Hídricos (CERH-MG), foi adotado para os demais cursos d'água a Classe 2 de enquadramento, conforme previsto na Resolução CNRH nº 91/2008.

Na seleção das variáveis a serem priorizadas foi utilizado um percentual de violação da classe de enquadramento igual ou superior a 20%. Conforme consta no Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce (PIRH-Doce), as variáveis que estão acima desse percentual são indicativas de deterioração da qualidade da água, sendo essencial a manutenção das mesmas no programa de monitoramento (ECOPLAN-LUME, 2010a).

Na análise, optou-se por utilizar todas as variáveis monitoradas, sendo realizada apenas uma análise prévia para filtrar aquelas que possuem seus limites estabelecidos na legislação, uma vez que esse é o único requisito necessário para a aplicação do método.

### **1.2.3.3. Análise de Cluster (AC)**

A AC foi utilizada para avaliar os dados das campanhas mensais realizadas apenas na calha do rio Doce, visando agrupar os 12 meses do ano em grupos (clusters) de acordo com as semelhanças apresentadas entre as variáveis da qualidade da água, de forma que os meses de monitoramento dentro de um grupo sejam semelhantes entre si, mas diferentes de outros grupos. Na análise, o agrupamento hierárquico foi aplicado por meio do método de Ward no conjunto de dados normalizados, utilizando a distância euclidiana como medida de dissimilaridade (distância de ligação), conforme também utilizado em diversos outros estudos (AJORLO et al., 2013; MUANGTHONG; SHRESTHA, 2015; ZHANG et al., 2011).

Com o resultado da AC foi possível verificar em quais meses a qualidade da água apresenta maior semelhança, e, portanto, avaliar a frequência de amostragem mensal adotada pelo IGAM e compará-la com a frequência trimestral adotada para as campanhas parciais.

### 1.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na avaliação da adequação dos dados à AF/ACP, foi verificado pelo teste de esfericidade de Bartlett a existência de correlações significativas entre as variáveis para ambos os conjuntos de dados ( $p$ -valor  $< 0,05$ ). Já em relação ao teste KMO, o valor encontrado foi de 0,74 quando se avaliou os dados das campanhas parciais e 0,85 quando se avaliou os dados das campanhas completas, demonstrando correlação entre as variáveis. Em função dos resultados obtidos em ambos os testes se comprovou a adequação da aplicação da AF/ACP ao conjunto de dados.

Ao extrair os fatores das variáveis de qualidade da água das campanhas parciais, foram encontrados 18 fatores, sendo seis deles com autovalor maior que um, explicando juntos 71% da variabilidade total dos dados. Na Figura 1.2 são apresentados os autovalores em ordem decrescente e a variância acumulada entre os fatores obtidos.

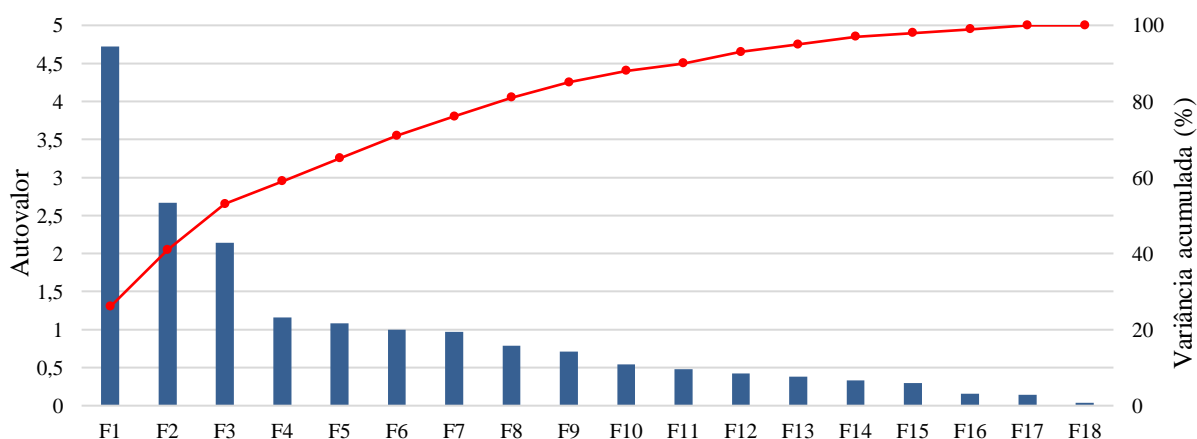


Figura 1.2. Autovalores e porcentagem da variância acumulada dos fatores quando analisadas as variáveis de qualidade da água das campanhas parciais.

Na Tabela 1.2 é apresentada a matriz de pesos fatoriais não rotacionada para as variáveis de qualidade da água das campanhas parciais. Os valores em módulo das cargas fatoriais  $\geq 0,7$  sugerem quais são as variáveis mais significativas em cada fator.

Tabela 1.2. Matriz de peso fatorial não rotacionada das variáveis de qualidade da água analisadas nas campanhas parciais

| Variáveis                  | F1          | F2    | F3    | F4    | F5    | F6           |
|----------------------------|-------------|-------|-------|-------|-------|--------------|
| Cloreto total              | 0,50        | 0,53  | 0,39  | 0,07  | 0,07  | 0,04         |
| Clorofila a                | 0,10        | 0,04  | 0,17  | 0,69  | -0,28 | 0,27         |
| Coliformes totais          | 0,39        | 0,05  | -0,45 | 0,47  | 0,30  | -0,14        |
| Condutividade elétrica     | 0,56        | 0,62  | 0,33  | -0,04 | 0,17  | 0,04         |
| DBO                        | 0,53        | 0,36  | -0,44 | -0,09 | -0,08 | 0,10         |
| DQO                        | <b>0,76</b> | -0,14 | -0,04 | -0,06 | -0,08 | 0,05         |
| Escherichia coli           | 0,46        | 0,13  | -0,54 | 0,41  | 0,22  | -0,10        |
| Feofitina a                | 0,07        | -0,06 | 0,00  | 0,12  | -0,04 | <b>-0,86</b> |
| Fósforo total              | <b>0,72</b> | -0,01 | -0,21 | -0,13 | -0,01 | 0,06         |
| Nitrato                    | 0,18        | 0,19  | 0,24  | -0,29 | 0,61  | -0,13        |
| Nitrogênio amoniacal total | 0,46        | 0,34  | -0,48 | -0,20 | -0,12 | 0,15         |
| Oxigênio dissolvido        | -0,44       | -0,30 | 0,39  | 0,31  | 0,39  | 0,16         |
| pH                         | 0,17        | 0,38  | 0,56  | 0,14  | -0,01 | -0,01        |
| SDT                        | <b>0,76</b> | 0,14  | 0,38  | 0,03  | 0,07  | 0,03         |
| SST                        | 0,66        | -0,69 | 0,15  | 0,00  | -0,01 | 0,00         |
| Sólidos totais             | <b>0,71</b> | -0,64 | 0,18  | 0,00  | 0,00  | 0,01         |
| Temperatura da água        | 0,21        | 0,31  | 0,36  | 0,04  | -0,53 | -0,26        |
| Turbidez                   | 0,61        | -0,67 | 0,16  | -0,09 | -0,04 | 0,01         |
| Autovalor                  | 4,72        | 2,67  | 2,14  | 1,16  | 1,08  | 1,00         |
| Variância explicada        | 0,26        | 0,15  | 0,12  | 0,06  | 0,06  | 0,06         |
| Variância acumulada        | 0,26        | 0,41  | 0,53  | 0,59  | 0,65  | 0,71         |

Valores destacados em negrito se referem às cargas fatoriais iguais ou superiores, em módulo, a 0,7

Com base na matriz de peso fatorial (Tabela 1.2) observa-se que apenas os fatores F1 e F6 apresentaram cargas fatoriais maiores ou iguais a 0,7, enquanto os demais apresentaram cargas próximas a esse valor, bem como valores similares em mais de um fator, a exemplo das variáveis cloreto total e condutividade elétrica, dificultado assim a análise dos resultados. Dessa forma, foi justificada a rotação dos fatores, uma vez que o processo maximiza a variância dos mesmos sem afetar a proporção da variância total explicada pelo conjunto (HAIR JR. et al., 2009).

Na Tabela 1.3 verifica-se a contribuição de cada componente após a redistribuição da variância total entre os fatores pela aplicação do algoritmo varimax, sem alterar a variância total explicada. Considerando pesos maiores ou iguais a 0,7 como fatores indicativos de forte carga entre as variáveis de qualidade da água, 12 variáveis foram selecionadas.

Pela Tabela 1.3 nota-se que a rotação dos fatores proporcionou melhorias significativas nos resultados, uma vez que variáveis que não apresentavam alta carga fatorial em algum dos fatores na matriz não rotacionada (Tabela 1.2), passaram a apresentar após a rotação varimax. Outro ponto positivo da rotação foi a melhor distribuição da carga fatorial entre os fatores e, assim, cada variável teve maior valor numérico em somente um fator, facilitando a interpretação do resultado e a identificação das possíveis fontes de poluição em cada um deles. Melhorias por

meio da rotação também foram observadas por outros estudos a respeito da qualidade da água (GUEDES et al., 2012; LOPES et al., 2014; ROCHA; PEREIRA, 2016).

Tabela 1.3. Matriz de peso fatorial rotacionada das variáveis da qualidade de água analisadas nas campanhas parciais

| Variáveis                  | Fv1         | Fv2         | Fv3          | Fv4         | Fv5         | Fv6         |
|----------------------------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|-------------|
| Cloreto total              | 0,04        | <b>0,81</b> | 0,18         | 0,07        | -0,02       | -0,02       |
| Clorofila a                | 0,04        | 0,25        | -0,19        | 0,22        | <b>0,71</b> | -0,13       |
| Coliformes totais          | 0,10        | 0,01        | 0,15         | <b>0,81</b> | 0,03        | 0,09        |
| Condutividade elétrica     | 0,02        | <b>0,85</b> | 0,28         | 0,10        | -0,16       | -0,05       |
| DBO                        | 0,05        | 0,15        | <b>0,71</b>  | 0,30        | -0,01       | -0,10       |
| DQO                        | 0,62        | 0,21        | 0,39         | 0,15        | 0,02        | -0,01       |
| Escherichia coli           | 0,09        | 0,02        | 0,32         | <b>0,79</b> | 0,06        | 0,05        |
| Feofitina a                | 0,05        | -0,02       | -0,06        | 0,16        | -0,09       | <b>0,86</b> |
| Fósforo total              | 0,48        | 0,16        | 0,52         | 0,22        | -0,08       | -0,05       |
| Nitrato                    | 0,03        | 0,37        | -0,10        | 0,08        | -0,66       | -0,03       |
| Nitrogênio amoniacal total | 0,01        | 0,07        | <b>0,75</b>  | 0,20        | -0,04       | -0,14       |
| Oxigênio dissolvido        | -0,04       | -0,04       | <b>-0,81</b> | 0,03        | -0,02       | -0,22       |
| pH                         | -0,05       | 0,68        | -0,14        | -0,12       | 0,09        | 0,06        |
| SDT                        | 0,50        | 0,68        | 0,17         | 0,10        | -0,03       | 0,00        |
| SST                        | <b>0,96</b> | -0,02       | -0,02        | 0,07        | 0,02        | 0,03        |
| Sólidos totais             | <b>0,97</b> | 0,05        | 0,00         | 0,07        | 0,01        | 0,03        |
| Temperatura da água        | 0,00        | 0,45        | 0,19         | -0,31       | 0,34        | 0,41        |
| Turbidez                   | <b>0,92</b> | -0,04       | 0,00         | -0,03       | -0,01       | 0,02        |
| Autovalor                  | 3,61        | 2,82        | 2,52         | 1,70        | 1,11        | 1,02        |
| Variância explicada        | 0,20        | 0,16        | 0,14         | 0,09        | 0,06        | 0,06        |
| Variância acumulada        | 0,20        | 0,36        | 0,50         | 0,59        | 0,65        | 0,71        |

Valores destacados em negrito se referem às cargas fatoriais iguais ou superiores, em módulo, a 0,7

O primeiro fator (Fv1) foi responsável por explicar 20% da variância total dos dados. Quando se analisa as cargas fatoriais das variáveis, pode-se interpretar que os altos valores dos sólidos em suspensão totais (SST), sólidos totais e turbidez representam a alta susceptibilidade que a bacia apresenta à erosão. Conforme o PIRH-Doce, as características de solos e relevo levam a bacia do rio Doce a uma condição de fragilidade no tocante à susceptibilidade a erosão, sendo essa dividida em quatro níveis: muito forte; forte; média; e baixa ou nula, das quais 58% da área total é classificada como forte e 30% como média (ECOPLAN-LUME, 2010a). Ainda conforme o PIRH-Doce, as áreas mais problemáticas na bacia do rio Doce são o alto curso do rio Piracicaba e a bacia do rio Suaçuí Grande.

No caso da bacia do rio Piracicaba, tem-se que as partes altas da unidade produzem a maior quantidade de sedimentos com valores variando entre 100.000 e 200.000 kg km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>. A partir da confluência do rio Piracicaba com o rio Doce a produção diminui para 50.000 kg km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>. Dentre os fatores agravantes das altas taxas de geração de sedimentos estão as chuvas torrenciais, os solos susceptíveis e o uso do solo na bacia, que possui cerca de 60% de áreas antropizadas (ECOPLAN-LUME, 2010b). Em relação à bacia do rio Suaçuí, os valores

também variam entre 100.000 e 200.000 kg km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>. Colaboram para o processo erosivo as extensas áreas da bacia ocupadas por pecuária e mineração (ECOPLAN-LUME, 2010c).

O Fv2 explicou 16% da variabilidade total dos dados, inferindo a respeito do material inorgânico dissolvido na água através das variáveis cloreto total e condutividade elétrica. Conforme Barakat et al. (2016), essas variáveis podem refletir as condições naturais da bacia através do intemperismo das rochas e ao consequente escoamento superficial. Além de sua origem natural, os níveis de cloreto total também podem estar relacionados aos lançamentos de efluentes industriais e domésticos (RAMESH KUMAR; ANBAZHAGAN, 2018; ROCHA; PEREIRA, 2016). O Fv2 também mostrou que as variáveis pH e sólidos dissolvidos totais (SDT), embora não selecionadas, apresentaram moderada carga fatorial, uma vez que a condutividade elétrica é positivamente correlacionada com os sólidos dissolvidos (0,73), resultado esse que corrobora com diversos outros estudos apresentados na literatura (BARAKAT et al., 2016; FRANČIŠKOVIĆ-BILINSKI et al., 2013; MUANGTHONG; SHRESTHA, 2015; PAVLIDIS et al., 2018; ZHANG et al., 2011).

O Fv3, explicando 14% da variabilidade total dos dados, é representado pelo nitrogênio amoniacal total e pela DBO, indicando que os corpos hídricos da bacia sofrem variação devido a contaminação por fertilizantes orgânicos oriundos de áreas agrícolas e pelo despejo de efluentes domésticos in natura ou parcialmente tratados. Nota-se na Tabela 1.3 que as variáveis nitrogênio amoniacal total e DBO apresentaram carga fatorial positiva, enquanto o oxigênio dissolvido apresentou carga negativa. Em outras palavras, o Fv3 também mostra a relação inversa entre o oxigênio dissolvido e as outras variáveis, uma vez que a DBO está relacionada com a quantidade de oxigênio necessária para degradar a matéria orgânica (OBADE; MOORE, 2018). Já o Fv4 é explicado basicamente pelos coliformes totais e *Escherichia coli*, indicando novamente a precariedade do tratamento dos esgotos domésticos e o seu lançamento nos corpos hídricos da bacia.

De acordo com o Plano de Ações de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Piracicaba (PARH-Piracicaba), a contaminação por coliformes na UGHR2 Piracicaba está acima dos padrões na quase totalidade das estações na bacia, demonstrando que o lançamento de esgotos domésticos é um problema recorrente (ECOPLAN-LUME, 2010b). Já conforme o Plano de Ações de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Caratinga (PARH-Caratinga), na UGHR5 Caratinga também é nítida a condição de sobrecarga de lançamento de efluentes domésticos nas águas superficiais, reproduzida nos resultados não conformes em relação ao limite da classe 2 para coliformes termotolerantes (61%), fósforo total (32%), DBO (13%) e

oxigênio dissolvido (11%), além da detecção de pequenas violações do nitrogênio amoniacal total em estações de monitoramento isoladas (ECOPLAN-LUME, 2010d).

O quinto (Fv5) e sexto (Fv6) fatores são representados pela clorofila a e feofitina a, respectivamente. Essas variáveis referem-se à produtividade primária nos corpos hídricos, sendo indicadora do estado fisiológico do fitoplâncton e do grau de eutrofização do ambiente aquático (GIOVANARDI et al., 2018; SUN et al., 2018), refletindo novamente a sobrecarga de esgotos sanitários sem tratamento e a poluição difusa oriunda de áreas agrícolas.

Para a segunda rodada da AF/ACP, onde foram consideradas as variáveis de qualidade da água monitoradas nas campanhas completas, foi necessário remover, a partir do cálculo da porcentagem de dados faltantes, as variáveis boro total, cobre dissolvido, óleos e graxas e selênio total. A variável cádmio total também foi removida por apresentar todos os valores iguais ao limite mínimo de detecção do teste utilizado na análise laboratorial ( $0,0005 \text{ mg L}^{-1}$ ), ocasionando em um desvio padrão igual a zero. Já as variáveis dureza de cálcio e dureza de magnésio foram removidas da análise por medirem essencialmente o mesmo atributo que as variáveis cálcio total e magnésio total, respectivamente, sendo isso observado devido à alta correlação entre as variáveis ( $\sim 1,0$ ). Na Figura 1.3 são apresentados os autovalores em ordem decrescente e a variância acumulada entre os 43 fatores obtidos para as 43 variáveis analisadas nas campanhas totais.

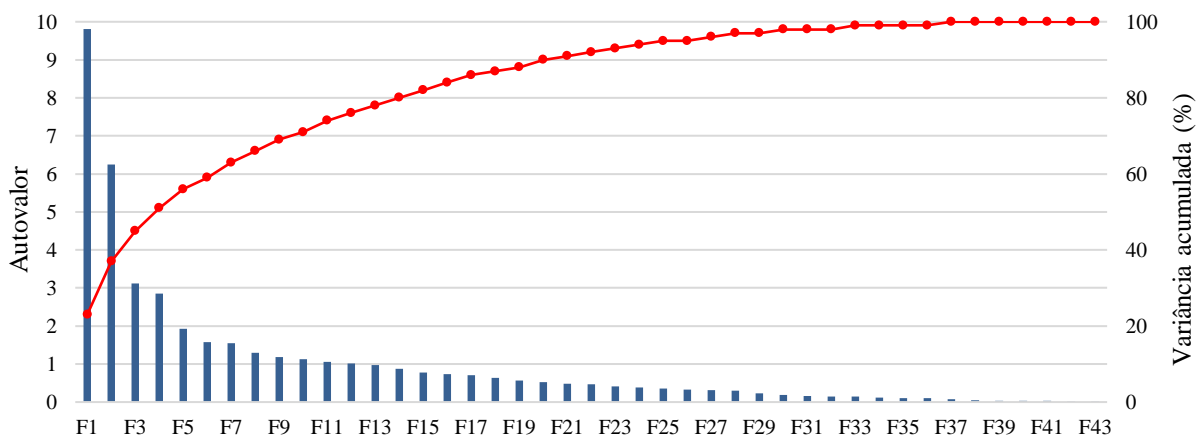


Figura 1.3. Autovalores e porcentagem da variância acumulada dos fatores quando analisadas as variáveis de qualidade da água monitoradas nas campanhas totais.

Considerando os fatores com autovalor superior a um, as 43 variáveis analisadas foram reduzidas a 12 fatores não correlacionados, que juntos explicam 76% da variância total dos dados (Figura 1.3). Na Tabela 1.4 é apresentada a matriz de pesos fatoriais após a rotação

varimax. Considerando pesos iguais ou superiores a 0,7 como fatores indicativos de forte carga fatorial, 29 variáveis de qualidade da água foram selecionadas.

Tabela 1.4. Matriz de peso fatorial rotacionada das variáveis de qualidade da água monitoradas nas campanhas totais

| Variáveis                  | Fv1         | Fv2         | Fv3         | Fv4         | Fv5         | Fv6         | Fv7         | Fv8         | Fv9         | Fv10        | Fv11        | Fv12        |
|----------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Alcalinidade total         | 0,01        | <b>0,94</b> | 0,08        | 0,03        | 0,02        | -0,04       | 0,02        | 0,04        | 0,02        | -0,02       | -0,03       | 0,04        |
| Alumínio dissolvido        | 0,20        | 0,07        | -0,06       | <b>0,81</b> | 0,09        | 0,06        | -0,03       | -0,01       | -0,08       | 0,00        | -0,05       | -0,04       |
| Arsênio total              | 0,11        | 0,09        | -0,02       | -0,07       | 0,03        | 0,17        | 0,10        | 0,08        | <b>0,75</b> | -0,02       | 0,05        | -0,04       |
| Bário total                | <b>0,83</b> | 0,25        | -0,01       | 0,22        | 0,11        | -0,11       | 0,06        | 0,03        | 0,04        | 0,04        | -0,22       | 0,05        |
| Cálcio total               | 0,07        | <b>0,88</b> | 0,08        | -0,09       | 0,12        | -0,02       | -0,03       | 0,01        | 0,16        | 0,02        | -0,03       | 0,00        |
| Chumbo total               | <b>0,96</b> | -0,01       | 0,04        | 0,05        | 0,00        | 0,02        | -0,01       | 0,01        | 0,01        | -0,01       | 0,02        | 0,02        |
| Cianeto Livre              | -0,03       | 0,00        | 0,04        | 0,02        | -0,04       | -0,21       | -0,80       | 0,01        | 0,05        | 0,40        | -0,01       | 0,02        |
| Cloreto total              | -0,01       | <b>0,70</b> | 0,13        | 0,26        | 0,03        | 0,20        | 0,01        | 0,12        | -0,22       | 0,16        | 0,10        | 0,03        |
| Clorofila a                | 0,02        | 0,07        | -0,07       | 0,00        | 0,07        | 0,01        | -0,02       | 0,10        | -0,09       | <b>0,83</b> | 0,00        | -0,01       |
| Coliformes totais          | 0,04        | 0,06        | 0,03        | 0,03        | <b>0,82</b> | -0,03       | 0,07        | 0,07        | 0,08        | -0,03       | 0,07        | 0,01        |
| Condutividade elétrica     | -0,01       | <b>0,91</b> | 0,22        | 0,01        | 0,04        | 0,27        | 0,00        | 0,03        | 0,04        | 0,03        | 0,02        | 0,01        |
| Cor verdadeira             | 0,44        | 0,04        | 0,04        | 0,60        | 0,00        | -0,14       | -0,39       | 0,20        | 0,02        | 0,09        | 0,08        | 0,11        |
| Cromo total                | <b>0,91</b> | 0,02        | 0,02        | -0,06       | -0,05       | 0,01        | -0,03       | -0,01       | -0,02       | -0,04       | -0,20       | -0,01       |
| DBO                        | 0,00        | 0,16        | <b>0,87</b> | -0,02       | 0,17        | 0,06        | -0,06       | 0,00        | -0,07       | 0,03        | 0,00        | -0,08       |
| DQO                        | 0,58        | 0,18        | 0,30        | 0,46        | 0,13        | 0,04        | 0,08        | 0,08        | -0,06       | 0,00        | 0,15        | 0,01        |
| Dureza total               | 0,11        | <b>0,94</b> | 0,06        | -0,03       | 0,07        | -0,07       | 0,01        | 0,00        | 0,16        | -0,04       | -0,03       | 0,00        |
| Escherichia coli           | 0,00        | 0,06        | 0,24        | -0,04       | <b>0,81</b> | 0,02        | 0,02        | 0,00        | 0,04        | 0,10        | -0,03       | -0,02       |
| Streptococos fecais        | 0,15        | 0,02        | 0,19        | 0,15        | <b>0,74</b> | 0,01        | -0,01       | -0,05       | -0,05       | -0,01       | -0,04       | 0,01        |
| Fenóis totais              | 0,01        | 0,04        | 0,08        | 0,03        | 0,03        | -0,09       | <b>0,81</b> | -0,01       | 0,12        | 0,09        | -0,04       | 0,07        |
| Feofitina a                | 0,07        | 0,02        | 0,00        | -0,10       | -0,05       | -0,01       | -0,03       | 0,04        | -0,08       | -0,02       | -0,05       | <b>0,84</b> |
| Ferro dissolvido           | 0,09        | 0,05        | 0,28        | 0,60        | -0,02       | -0,23       | 0,16        | 0,12        | 0,07        | -0,10       | -0,16       | -0,11       |
| Fósforo total              | 0,39        | 0,11        | 0,59        | 0,20        | 0,10        | 0,11        | 0,10        | 0,04        | 0,20        | 0,09        | 0,28        | 0,02        |
| Magnésio total             | 0,13        | <b>0,84</b> | 0,02        | 0,03        | 0,00        | -0,11       | 0,05        | -0,01       | 0,14        | -0,09       | -0,03       | 0,00        |
| Manganês total             | <b>0,83</b> | 0,05        | 0,06        | -0,02       | 0,05        | 0,04        | 0,02        | 0,03        | 0,32        | -0,01       | 0,27        | 0,00        |
| Mercúrio total             | 0,28        | 0,02        | -0,01       | -0,08       | 0,01        | -0,05       | -0,01       | 0,03        | 0,01        | -0,05       | <b>0,74</b> | -0,05       |
| Níquel total               | <b>0,93</b> | 0,03        | -0,01       | 0,11        | 0,03        | 0,00        | -0,02       | -0,01       | -0,01       | -0,02       | -0,19       | 0,01        |
| Nitrato                    | -0,02       | 0,16        | 0,00        | -0,08       | -0,06       | <b>0,80</b> | 0,08        | 0,03        | 0,04        | -0,12       | -0,04       | 0,05        |
| Nitrito                    | 0,08        | 0,16        | 0,08        | 0,06        | 0,05        | 0,65        | -0,13       | -0,10       | 0,47        | 0,03        | -0,08       | 0,05        |
| Nitrogênio amoniacal total | 0,01        | 0,13        | 0,51        | 0,04        | 0,20        | -0,03       | -0,04       | -0,06       | 0,09        | -0,06       | -0,09       | 0,18        |
| Nitrogênio orgânico        | 0,11        | 0,05        | 0,12        | 0,35        | 0,19        | 0,19        | 0,25        | 0,01        | 0,13        | 0,06        | 0,08        | 0,46        |
| Oxigênio dissolvido        | -0,05       | -0,12       | -0,52       | -0,15       | -0,20       | 0,07        | 0,23        | -0,56       | -0,20       | 0,22        | 0,04        | -0,11       |
| pH in loco                 | -0,03       | 0,44        | -0,07       | -0,25       | -0,11       | 0,30        | 0,10        | 0,35        | -0,23       | -0,03       | 0,06        | -0,14       |
| Potássio dissolvido        | 0,09        | <b>0,72</b> | 0,10        | 0,41        | 0,01        | 0,15        | 0,06        | 0,21        | -0,24       | 0,03        | 0,12        | 0,03        |
| Sódio dissolvido           | -0,06       | <b>0,80</b> | 0,09        | 0,01        | -0,04       | 0,44        | -0,01       | 0,03        | -0,01       | 0,12        | 0,02        | -0,01       |
| SDT                        | 0,45        | 0,61        | 0,08        | 0,45        | 0,11        | 0,11        | -0,01       | 0,07        | -0,04       | 0,05        | 0,03        | 0,05        |
| SST                        | <b>0,93</b> | 0,02        | 0,01        | 0,11        | 0,07        | 0,00        | 0,01        | 0,01        | 0,01        | 0,00        | 0,22        | 0,03        |
| Sólidos totais             | <b>0,92</b> | 0,07        | 0,01        | 0,14        | 0,08        | 0,01        | 0,01        | 0,02        | 0,00        | 0,01        | 0,21        | 0,03        |
| Substâncias tensoativas    | 0,02        | 0,14        | <b>0,89</b> | 0,06        | 0,07        | 0,04        | 0,18        | -0,03       | -0,10       | -0,08       | 0,02        | -0,04       |
| Sulfato total              | 0,04        | 0,16        | 0,08        | 0,04        | 0,12        | 0,47        | 0,38        | -0,04       | 0,38        | -0,09       | 0,03        | -0,11       |
| Sulfeto                    | -0,06       | -0,02       | -0,04       | -0,01       | -0,05       | -0,39       | -0,36       | -0,15       | 0,18        | 0,61        | -0,10       | 0,01        |
| Temperatura da água        | -0,02       | 0,19        | -0,08       | 0,15        | -0,01       | -0,03       | -0,04       | <b>0,87</b> | 0,05        | 0,10        | 0,08        | 0,08        |
| Turbidez                   | <b>0,84</b> | -0,01       | 0,06        | 0,09        | 0,00        | 0,03        | 0,01        | 0,02        | 0,04        | 0,01        | 0,35        | 0,06        |
| Zinco total                | 0,34        | -0,04       | 0,01        | 0,00        | 0,01        | 0,06        | 0,15        | 0,40        | -0,08       | 0,03        | -0,32       | -0,15       |
| Autovalor                  | 7,65        | 6,64        | 2,88        | 2,48        | 2,17        | 2,13        | 2,01        | 1,54        | 1,49        | 1,41        | 1,27        | 1,08        |
| Variância explicada        | 0,18        | 0,15        | 0,07        | 0,06        | 0,05        | 0,05        | 0,05        | 0,04        | 0,03        | 0,03        | 0,03        | 0,03        |
| Variância acumulada        | 0,18        | 0,33        | 0,40        | 0,46        | 0,51        | 0,56        | 0,60        | 0,64        | 0,67        | 0,71        | 0,74        | 0,76        |

Valores destacados em negrito se referem às cargas fatoriais iguais ou superiores, em módulo, a 0,7

Como pode ser observado na Tabela 1.4, os resultados da AF/ACP para as campanhas totais reforçam aqueles obtidos nas campanhas parciais. Entretanto, como nas campanhas totais foram analisadas mais variáveis, tem-se a seleção de novas variáveis consideradas como representativas da variabilidade da qualidade da água na parte mineira bacia do rio Doce e, conseqüentemente, a identificação de fontes adicionais de poluição na bacia que não foram contempladas na análise utilizando os dados oriundos das campanhas parciais.

O Fv1, que antes representava a alta susceptibilidade que a bacia apresenta à erosão, passou a possuir também variáveis representativas da poluição por metais pesados, sendo elas: bário total, chumbo total, cromo total, manganês total e níquel total. Diversos estudos evidenciam a relação entre os metais pesados e os sólidos, demonstrando que apenas uma pequena quantidade deles permanece na massa líquida e a maioria é depositada nos sedimentos (MALVANDI, 2017; THUONG et al., 2013; ZHUANG; LI; LIU, 2018). Assim, os sedimentos no meio aquático podem desempenhar um papel expressivo na deposição e transmissão de metais pesados, justificando o fato de ambos apresentarem alta carga fatorial no Fv1. Na bacia do rio Doce os metais pesados estão associados à geologia regional, entretanto, a sua concentração nas águas superficiais é potencializada pelo lançamento de efluentes domésticos, pelo uso de agroquímicos e pela mineração e metalurgia, atividades econômicas dominantes na bacia do rio Doce (ECOPLAN-LUME, 2010a).

Um estudo realizado sobre a qualidade das águas do rio Doce após o rompimento da barragem de rejeitos de minério de ferro no município de Mariana reforça a forte correlação encontrada entre as variáveis no Fv1. Conforme ANA (2016), ao analisar somente as estações de monitoramento afetadas pelo rompimento da barragem, foi verificada uma forte correlação entre a turbidez e a concentração de sólidos suspensos totais, sólidos totais e manganês total, uma vez que essas variáveis apresentaram aumento na mesma ordem de grandeza. O mesmo estudo mostrou que variáveis como o chumbo total, cromo total, arsênio total e mercúrio total também apresentaram máximas históricas acima dos limites aceitáveis, conforme a legislação vigente, após a ocorrência do rompimento da barragem. Entretanto, apesar de também estarem ligadas à mineração, o arsênio total e o mercúrio total só apresentaram altas cargas fatoriais no Fv9 e Fv11, respectivamente.

Embora o desastre tenha despejado 34 milhões de m<sup>3</sup> de rejeitos de minério de ferro nas águas da bacia do rio Doce, a variável ferro dissolvido apresentou baixa correlação com as demais variáveis e, conseqüentemente, baixa carga fatorial em todos os 12 fatores selecionados. Em seu estudo, ANA (2016) também constatou que, apesar de apresentar elevação na concentração após o rompimento da barragem, o ferro dissolvido mostrou uma dinâmica

diferente das demais variáveis analisadas. Sendo assim, esse fato pode justificar a baixa carga fatorial e a não seleção do ferro dissolvido pela AF/ACP no presente trabalho.

O Fv2 continuou representando as condições naturais da bacia através do intemperismo das rochas e o consequente escoamento superficial, entretanto, nessa segunda análise nota-se o acréscimo de outras variáveis associadas às mesmas causas, sendo elas: alcalinidade total, cálcio total, dureza total, magnésio total, potássio dissolvido e sódio dissolvido. Apesar do alumínio dissolvido só apresentar alta carga fatorial no Fv4, ele também sofre influência das condições naturais da bacia, uma vez que o solo da região tem em sua composição química grandes concentrações de alumínio (ECOPLAN-LUME, 2010a).

Para os demais fatores, pode-se afirmar que eles representam basicamente a contaminação por fertilizantes orgânicos oriundos de áreas agrícolas e pelo despejo de efluentes domésticos in natura ou parcialmente tratados nos corpos hídricos da bacia, sendo selecionadas as variáveis: DBO, substâncias tensoativas, coliformes totais, *Escherichia coli*, estreptococos fecais, nitrato, fenóis totais, temperatura da água, clorofila a e feofitina a.

Comparando a primeira e a segunda rodada da AF/ACP, fica constatado que a diferença se encontra basicamente na variabilidade da qualidade da água explicada pelos metais pesados, sendo eles: arsênio, bário, cromo, chumbo, manganês, mercúrio e níquel totais. Para essas variáveis, diversos estudos destacam a importância do monitoramento devido a capacidade bioacumulativa dos mesmos, uma vez que causam distúrbios nos processos metabólicos e danos ao sistema biológico dos seres vivos (LOZANO et al., 2010; RIGUETTI et al., 2015; ZAPATA et al., 2017). Demonstrou-se, portanto, a importância da segunda rodada da AF/ACP com os dados oriundos das campanhas totais, bem como a necessidade inclusão de algumas dessas variáveis nas campanhas parciais.

Com o resultado da análise de violação da classe de enquadramento foi possível identificar as variáveis mais indicativas da deterioração da qualidade da água (20% ou mais de violações) na parte mineira da bacia do rio Doce por UGRH (Tabela 1.5).

Como pode ser observado na Tabela 1.5, apenas as variáveis *Escherichia coli*, ferro dissolvido, fósforo total e manganês total apresentaram valores de violação da classe de enquadramento maiores que 20% dentre as UGRHs, sendo prioritária a manutenção das mesmas no programa de monitoramento, juntamente com as variáveis indicadas pela AF/ACP. A *Escherichia coli* e o manganês total também foram apontados na segunda rodada da AF/ACP, significando que, além de apresentar um alto índice de violação da classe de enquadramento, também fazem parte das principais variáveis responsáveis pela variabilidade da qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce.

Tabela 1.5. Porcentagem de violação da classe de enquadramento na bacia do rio Doce considerando as variáveis com limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 e Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n° 01/2008

| Variáveis                   | UGRH         |              |              |              |              |              | Doce (%)     |
|-----------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
|                             | 1 (%)        | 2 (%)        | 3 (%)        | 4 (%)        | 5 (%)        | 6 (%)        |              |
| Escherichia coli            | <b>65,33</b> | <b>79,72</b> | <b>42,52</b> | <b>56,74</b> | <b>77,20</b> | <b>46,77</b> | <b>63,12</b> |
| Manganês total              | <b>39,25</b> | <b>51,36</b> | 5,61         | <b>23,91</b> | <b>49,77</b> | <b>13,59</b> | <b>32,90</b> |
| Fósforo total               | <b>35,55</b> | <b>39,31</b> | 16,36        | <b>24,10</b> | <b>37,01</b> | <b>21,61</b> | <b>30,38</b> |
| Ferro dissolvido            | <b>26,40</b> | <b>22,99</b> | <b>33,65</b> | <b>24,75</b> | <b>36,03</b> | <b>25,57</b> | <b>27,34</b> |
| Alumínio dissolvido         | 14,07        | 12,23        | 17,09        | 16,25        | 14,71        | 16,99        | 15,05        |
| Cianeto livre               | 14,12        | 14,65        | 14,05        | 14,08        | 16,84        | 14,76        | 14,70        |
| Turbidez                    | 16,23        | 13,33        | 3,27         | 10,44        | 12,99        | 8,39         | 11,86        |
| Sólidos em suspensão totais | 15,57        | 10,57        | 3,27         | 7,78         | 13,64        | 4,52         | 10,19        |
| Cor verdadeira              | 5,51         | 3,59         | 8,26         | 14,49        | 11,51        | 5,33         | 7,75         |
| Chumbo total                | 3,84         | 1,93         | 1,81         | 3,44         | 3,74         | 1,75         | 2,85         |
| Arsênio total               | 9,41         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 2,58         |
| Fenóis totais               | 2,04         | 2,86         | 3,23         | 2,43         | 3,25         | 0,00         | 2,29         |
| pH                          | 1,64         | 1,84         | 7,94         | 2,09         | 0,32         | 0,65         | 2,04         |
| OD                          | 0,33         | 0,46         | 0,00         | 0,19         | 9,74         | 0,00         | 1,46         |
| DBO                         | 0,00         | 1,15         | 0,47         | 0,19         | 6,49         | 0,65         | 1,21         |
| Clorofila a                 | 0,50         | 0,00         | 0,00         | 1,54         | 1,63         | 1,95         | 0,92         |
| Cromo total                 | 0,26         | 0,30         | 0,00         | 2,03         | 0,68         | 1,37         | 0,73         |
| Zinco                       | 0,27         | 0,30         | 2,88         | 1,41         | 0,50         | 0,00         | 0,72         |
| Merúrio total               | 0,51         | 0,00         | 0,00         | 1,22         | 1,36         | 0,68         | 0,61         |
| Cobre dissolvido            | 0,50         | 0,46         | 0,93         | 0,38         | 0,32         | 1,29         | 0,58         |
| Substâncias tensoativas     | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,48         | 3,91         | 0,00         | 0,51         |
| Níquel total                | 0,00         | 0,28         | 0,00         | 1,03         | 0,49         | 0,49         | 0,38         |
| Nitrogênio amoniacal total  | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 2,60         | 0,00         | 0,33         |
| Sólidos dissolvidos totais  | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,19         | 0,00         | 0,00         | 0,04         |
| Nitrato                     | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,32         | 0,00         | 0,04         |
| Boro total                  | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         |
| Cádmio total                | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         |
| Cloreto total               | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         |
| Nitrito                     | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         |
| Selênio total               | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         |
| Sulfato total               | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         |
| Sulfeto                     | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         | 0,00         |

Valores destacados em negrito correspondem às porcentagens maiores que 20%

Os altos índices de violação das variáveis *Escherichia coli* e do fósforo total caracterizam o lançamento de efluente doméstico sem tratamento como a principal fonte de poluição que atua na qualidade das águas da bacia do rio Doce, resultado esse também encontrado em diversos outros estudos em bacias brasileiras (DA COSTA et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2018, 2017; SOUZA; GASTALDINI, 2014; VARGAS et al., 2018).

Em um estudo sobre a qualidade da água na bacia do rio Xopotó, sub-bacia do rio Doce, foi constatado que a qualidade microbiológica da água está em deterioração (DRUMOND et al., 2018). Além de apresentar elevadas concentrações de *Escherichia coli*, foram encontrados diversificados genótipos da bactéria que representam potencial risco de doenças diarreio-gênicas, evidenciando o comprometimento da qualidade microbiológica dos corpos hídricos da bacia, decorrente principalmente da ausência de estações de tratamento de esgoto

(DRUMOND et al., 2018). Conforme ANA (2017), apenas 31 dos 200 municípios da parte mineira da bacia do rio Doce possuem alguma porcentagem de tratamento de esgotos, sendo que muitas das estações de tratamento de efluentes são incapazes de remover microrganismos, uma vez que não possuem processos de tratamento terciário.

Apesar da deficiência do sistema de coleta e tratamento de efluentes, as águas superficiais apresentaram baixos níveis de violação para as variáveis OD e DBO em todas as UGRHs, fato esse justificado pelo processo de autodepuração, que restabelece os níveis de OD, mas não reduz os níveis de coliformes (ANDRADE; ANDRADE; CAMARGO, 2018).

O alto percentual de violação da classe das variáveis ferro dissolvido e manganês total refletem os impactos da mineração e do lançamento dos despejos da siderurgia. Na bacia do rio Doce encontra-se instalado o maior complexo siderúrgico da América Latina. Já a extração de minério de ferro compreende a principal atividade de exploração mineral, com aproximadamente 20% das concessões de lavra em Minas Gerais. Todo esse complexo industrial é responsável por grande parte das exportações de minério de ferro e aço do Brasil (ECOPLAN-LUME, 2010a).

Estudos anteriores mostram que essas variáveis já apresentavam problemas com relação a violação da classe de enquadramento. Ao avaliar os dados do IGAM entre os anos de 1997 e 2008 utilizando um conjunto menor de estações, foi constatado que as variáveis *Escherichia coli* e o manganês total possuíam os maiores índices de violação em todas as UGRHs. Para a variável ferro dissolvido, ficou constatado que a variável ultrapassou o limite estabelecido de 20% nas UGRHs 1, 2, 4 e 5. Já para o fósforo total, esse limite foi ultrapassado apenas nas UGRHs 1 e 5 (ECOPLAN-LUME, 2010a).

Deve-se ressaltar que a alta violação das variáveis manganês total e ferro dissolvido também está associada aos picos provocados em suas concentrações após o rompimento da barragem de rejeitos em Mariana no ano de 2015. Para essas variáveis, tais picos superaram de forma significativa os valores máximos das séries históricas de dados anteriores ao evento (IGAM, 2017b). É importante ressaltar que, apesar da tendência de retorno das variáveis analisadas às condições anteriores, as perturbações impostas aos ecossistemas afetados deixaram um passivo expressivo no rio Doce. Boa parte do material vazado com o rompimento da barragem ainda se encontra depositado nos corpos hídricos, o que ainda compromete de maneira potencial diversos usos da água. Em adição, o grande volume de rejeitos acumulados nos corpos hídricos atingidos afeta o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, comprometendo fauna, flora e serviços ecológicos como, por exemplo, a autodepuração (ANA, 2016). Além do manganês total e do ferro dissolvido, as variáveis turbidez e sólidos totais também apresentaram

picos que superaram os valores máximos das séries históricas de dados anteriores ao rompimento da barragem.

Apesar de ter apresentado valores de violação menor que 20%, o alumínio dissolvido se mostrou uma variável importante e, embora esteja associado à geologia regional, seu transporte para as águas superficiais é potencializado pelas atividades econômicas dominantes na bacia. Violações para outros metais pesados como o arsênio total, chumbo total, cobre dissolvido, cromo total, mercúrio total e níquel total também foram observadas. Por outro lado, foram observadas variáveis que não apresentaram violações, sendo elas: boro total, cádmio total, cloreto total, nitrito, selênio total, sulfato total e sulfeto.

Com o intuito de priorizar as variáveis mais impactantes da bacia e reduzir os custos associados ao monitoramento, as variáveis que não apresentaram percentual de violação podem ter frequência semestral de amostragem, o que implicaria na análise do cloreto total somente nas campanhas completas. Embora o cloreto total tenha apresentado alta carga fatorial no FV2 na primeira rodada da AF/ACP, essa mudança não traria grandes problemas, uma vez que a condutividade elétrica também foi selecionada no mesmo fator e ambas representaram o mesmo grupo de poluição.

Na análise da frequência do monitoramento mensal realizado apenas utilizando os dados das estações instaladas na calha do rio Doce, a AC agrupou os 12 meses do ano em quatro grupos, conforme pode ser observado no dendrograma apresentado na Figura 1.4.

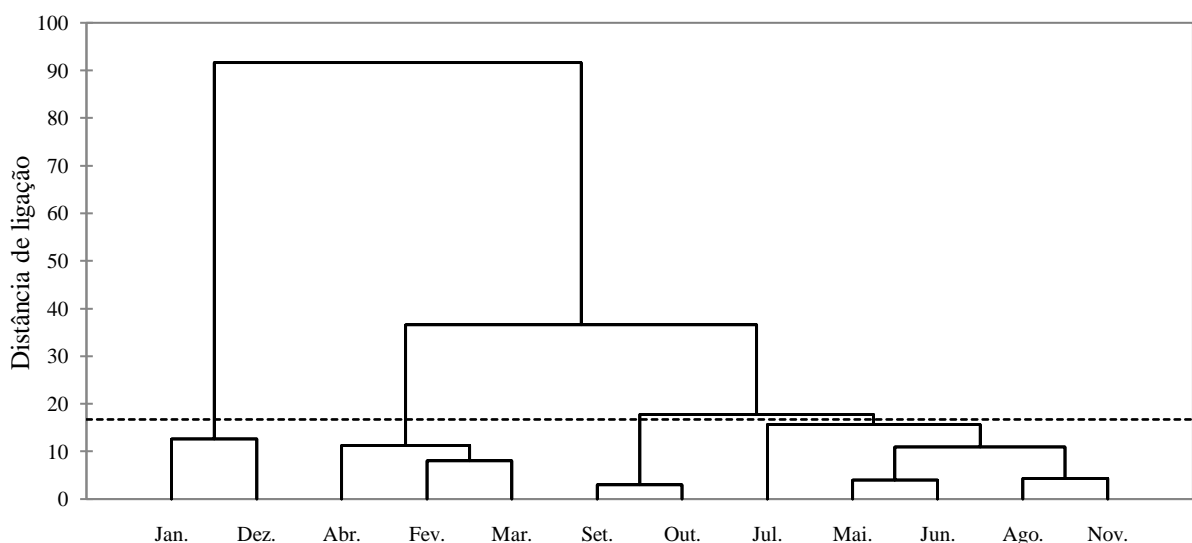


Figura 1.4. Dendrograma resultante da AC, mostrando o agrupamento dos 12 meses do ano

Ao analisar o dendrograma (Figura 1.4), é possível observar a influência da sazonalidade nos clusters formados, sendo os clusters 1 (janeiro e dezembro) e 2 (abril, fevereiro e março)

correspondentes ao período chuvoso e os clusters 3 (setembro e outubro) e 4 (julho, maio, junho, agosto e novembro) correspondentes ao período seco. Por serem realizadas com frequência trimestral, tal resultado apresenta uma similaridade com os meses em que são realizadas as campanhas parciais, demonstrando que para a bacia do rio Doce a frequência trimestral pode ser satisfatória. Por outro lado, percebe-se que maiores distâncias euclidianas são observadas entre os meses da estação chuvosa (grupos 1 e 2), demonstrando que para esse período a qualidade da água não apresenta tanta similaridade, o que denota a importância de se adotar uma frequência de amostragem mensal. Resultados semelhantes a esse também foram encontrados por Calazans et al. (2018b) ao avaliar a rede de monitoramento da qualidade da água na bacia do rio das Velhas, também localizada no estado de Minas Gerais.

Devido ao alto custo das campanhas de monitoramento, a frequência mensal pode ser mantida apenas na calha do rio Doce. Entretanto, recomenda-se que, para a frequência mensal, também sejam realizadas as mudanças propostas para as variáveis monitoradas nas campanhas parciais. Sendo assim, as campanhas mensais e parciais passariam a monitorar as variáveis mais representativas da qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce.

#### **1.4. CONCLUSÕES**

A análise de componentes principais seguida pela análise fatorial permitiu identificar as variáveis de qualidade da água mais representativas da variabilidade da qualidade da água na bacia do rio Doce e associá-las às possíveis fontes de contaminação.

Foram identificadas 14 variáveis como prioritárias na rede de monitoramento, sendo elas: clorofila a, coliformes totais, condutividade elétrica, DBO, *Escherichia coli*, feofitina a, ferro dissolvido, fósforo total, manganês total, nitrogênio amoniacal total, OD, sólidos em suspensão totais, sólidos totais e turbidez.

A contaminação na bacia do rio Doce é decorrente de uma série de fatores, que inclui processos naturais e atividades antrópicas, tais como: a alta susceptibilidade que a bacia apresenta à erosão; a contaminação por metais pesados, que são associados às atividades econômicas e aos solos da região; e o lançamento de efluentes domésticos in natura ou parcialmente tratados nos corpos hídricos da bacia.

A realização da análise de componentes principais seguida pela análise fatorial utilizando as variáveis de qualidade da água monitoradas nas campanhas completas realizadas no âmbito do Projeto Águas de Minas foi de fundamental importância, pois permitiu identificar a

contaminação por metais pesados, demonstrando a importância da inclusão de algumas dessas variáveis nas campanhas parciais.

Os elevados valores de violação da classe de enquadramento para *Escherichia coli* e fósforo total indicam condições sanitárias impróprias na bacia do rio Doce. Também foram expressivos os percentuais de violação do manganês total e do ferro dissolvido, potencializados pelas atividades econômicas da bacia.

Com base nas análises realizadas, recomenda-se a inclusão das variáveis ferro dissolvido e manganês total nas campanhas parciais e a amostragem do cloreto total somente nas campanhas completas. Essa mudança faria com que as campanhas parciais representassem todas as fontes de poluição da bacia do rio Doce.

A análise de cluster mostrou que a variação da qualidade da água do rio Doce é determinada, em parte, pela sazonalidade, reiterando a importância da frequência de monitoramento mensal nas estações da bacia do rio Doce.

## 1.5. REFERÊNCIAS

- AJORLO, M. et al. Multivariate statistical techniques for the assessment of seasonal variations in surface water quality of pasture ecosystems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 10, p. 8649–8658, 2013.
- ANA. **Cuidando das Águas - Soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**. 2. ed. Brasília: [s.n.].
- ANA. **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce - Rompimento da Barragem em Mariana/MG**. [s.l: s.n.]. v. 1
- ANA. **Atlas Esgotos: Depoluição de Bacias Hidrográficas**. Brasília: [s.n.].
- ANA. **Base hidrográfica Ottocodificada da bacia do rio Doce 1:50.000/1.100.000**. Disponível em: <<http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso em: 7 jul. 2018.
- ANDRADE, L. C. DE; ANDRADE, R. D. R.; CAMARGO, F. A. DE O. The historical influence of tributaries on the water and sediment of Jacuí's Delta, Southern Brazil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 13, n. 2, p. 1, 20 mar. 2018.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. [s.l: s.n.].
- BARAKAT, A. et al. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er

- Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, n. 4, p. 284–292, 1 dez. 2016.
- CALAZANS, G. M. et al. The use of multivariate statistical methods for optimization of the surface water quality network monitoring in the Paraopeba river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 8, p. 491, 28 ago. 2018a.
- CALAZANS, G. M. et al. Using multivariate techniques as a strategy to guide optimization projects for the surface water quality network monitoring in the Velhas river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 12, p. 726, 15 dez. 2018b.
- CBH-DOCE. **A bacia do rio Doce**. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/institucional/a-bacia>>.
- CBH-DOCE. **Deliberação Normativa CBH-Doce nº 51/2016**, 2016b. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2016/12/Deliberação-051-Ad-Referendum-Aprova-Realocação-do-PAP.pdf>>
- CHOWDHURY, S.; AL-ZAHRANI, M. Water quality change in dam reservoir and shallow aquifer: analysis on trend, seasonal variability and data reduction. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 10, p. 6127–6143, 29 out. 2014.
- DA COSTA, E. P. et al. Evaluation of violations in water quality standards in the monitoring network of São Francisco River basin, the third largest in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 11, p. 590, 30 nov. 2017.
- DRUMOND, S. N. et al. Identificação molecular de Escherichia coli diarreiogênica na Bacia Hidrográfica do Rio Xopotó na região do Alto Rio Doce. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 3, p. 579–590, jun. 2018.
- DUPAS, R. et al. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 396–407, 1 jan. 2015.
- ECOPLAN-LUME. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce - Volume I**. [s.l: s.n.].
- ECOPLAN-LUME. **Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos - Piracicaba**. [s.l: s.n.].
- ECOPLAN-LUME. **Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos - Suaçuí**. [s.l: s.n.].
- ECOPLAN-LUME. **Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos - Caratinga**. [s.l: s.n.].
- FINKLER, N. R. et al. Qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10,

- n. 4, p. 782–792, 28 out. 2015.
- FRANČIŠKOVIĆ-BILINSKI, S. et al. Geochemical and stable isotopic variability within two rivers rising under the same mountain, but belonging to two distant watersheds. **Chemie der Erde - Geochemistry**, v. 73, n. 3, p. 293–308, 1 out. 2013.
- FRITZSONS, E. et al. A influência das atividades mineradoras na alteração do pH e da alcalinidade em águas fluviais: o exemplo do rio Capivari, região do carste paranaense. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 381–390, 2009.
- GIOVANARDI, F. et al. Development of ecological classification criteria for the Biological Quality Element phytoplankton for Adriatic and Tyrrhenian coastal waters by means of chlorophyll a (2000/60/EC WFD). **Ecological Indicators**, v. 93, p. 316–332, 1 out. 2018.
- GUEDES, H. A. S. et al. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 558–563, 2012.
- HAIR JR., J. F. et al. **Análise Multivariada de Dados**. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.
- HEROJEET, R. et al. Quality characterization and pollution source identification of surface water using multivariate statistical techniques, Nalagarh Valley, Himachal Pradesh, India. **Applied Water Science**, v. 7, n. 5, p. 2137–2156, 2017.
- IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/resultados.html>>.
- IGAM. **Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2016**. Belo Horizonte: [s.n.].
- IGAM. **Encarte especial sobre a qualidade das águas do rio Doce após 2 anos do rompimento de barragem de Fundão - 2015/2017**. Belo Horizonte: [s.n.]. Disponível em: <[http://sindsemamg.com.br/wp-content/uploads/2017/11/ENCARTE\\_QUALIDADE\\_DA\\_GUA\\_DO\\_RIO\\_DOCE\\_-\\_DOIS\\_ANOS\\_APOS\\_ROMPIMENTO\\_DE\\_BARRAGEM\\_DE\\_FUNDAO1-1.pdf](http://sindsemamg.com.br/wp-content/uploads/2017/11/ENCARTE_QUALIDADE_DA_GUA_DO_RIO_DOCE_-_DOIS_ANOS_APOS_ROMPIMENTO_DE_BARRAGEM_DE_FUNDAO1-1.pdf)>. Acesso em: 15 out. 2018a.
- IGAM. **Relatório de Monitoramento das Águas Superficiais nas Bacias Hidrográficas de Minas Gerais em 2016: Projeto: Sistema de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais - Águas de Minas**. Belo Horizonte: [s.n.].
- JI, X.; DAHLGREN, R. A.; ZHANG, M. Comparison of seven water quality assessment methods for the characterization and management of highly impaired river systems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 1, p. 1–16, 2016.
- JUNG, K. Y. et al. Evaluation of water quality for the Nakdong River watershed using multivariate analysis. **Environmental Technology & Innovation**, v. 5, p. 67–82, 1 abr.

- 2016.
- LIU, C.-W.; LIN, K.-H.; KUO, Y.-M. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. **Science of The Total Environment**, v. 313, n. 1–3, p. 77–89, 1 set. 2003.
- LOPES, F. B. et al. Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 437–445, 2014.
- LOZANO, G. et al. Heavy and trace metal concentrations in three rockpool shrimp species (*Palaemon elegans*, *Palaemon adspersus* and *Palaemon serratus*) from Tenerife (Canary Islands). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 168, n. 1–4, p. 451–460, 15 set. 2010.
- MALVANDI, H. Preliminary evaluation of heavy metal contamination in the Zarrin-Gol River sediments, Iran. **Marine Pollution Bulletin**, v. 117, n. 1–2, p. 547–553, 15 abr. 2017.
- MARTINS, G. L. A. et al. Qualidade da água do rio Setúbal em Jenipapo de Minas-MG após construção de barragem Water quality of Setúbal river in Jenipapo de Minas-MG after dam construction. **An Interdisciplinary Journal of Applied Science Rev. Ambient. Água**, v. 12, 2017.
- MOHAMED, I. et al. Assessment of water quality parameters using multivariate analysis for Klang River basin, Malaysia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 1, p. 4182, 2015.
- MUANGTHONG, S.; SHRESTHA, S. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 9, p. 548, 2 set. 2015.
- OBADÉ, V. DE P.; MOORE, R. Synthesizing water quality indicators from standardized geospatial information to remedy water security challenges: A review. **Environment International**, v. 119, p. 220–231, 1 out. 2018.
- OLIVEIRA, D. G. DE et al. Land use and its impacts on the water quality of the Cachoeirinha Invernada Watershed, Guarulhos (SP). **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 13, n. 1, p. 1, 12 jan. 2018.
- OLIVEIRA, S. C. et al. Qualidade das águas superficiais do Médio São Francisco após a implantação dos perímetros irrigados de Gortuba/Lagoa Grande e Jaíba. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, n. 0, p. 711–721, 2017.
- OLSEN, R. L.; CHAPPELL, R. W.; LOFTIS, J. C. Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis – literature review

- and Illinois River watershed case study. **Water Research**, v. 46, n. 9, p. 3110–3122, 1 jun. 2012.
- PAVLIDIS, G. et al. Evaluation of the water quality status of two surface water reservoirs in a Mediterranean island. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 10, p. 570, 5 out. 2018.
- RAMESH KUMAR, K.; ANBAZHAGAN, V. Analysis and assessment of heavy metals in soils around the industrial areas in Mettur, Tamilnadu, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 9, p. 519, 15 set. 2018.
- RIGUETTI, P. F. et al. Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n. 1, p. 153–163, 1 jan. 2015.
- ROCHA, C. H. B.; FREITAS, F. A.; SILVA, T. M. DA. Alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora devido ao uso da terra. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 431–436, 2014.
- ROCHA, C. H. B.; PEREIRA, A. M. Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 11, n. 1, p. 176–187, 26 jan. 2016.
- ROCHA, C. H. DE B.; COSTA, H. F. Variação temporal de parâmetros limnológicos em manancial de abastecimento em Juiz de Fora, MG. **Revista Bras. de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 2, p. 543–550, 2015.
- SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; ALMEIDA, K. C. DE B. Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. spe, p. 87–94, 2014.
- SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling and Software**, v. 22, n. 4, p. 464–475, 2007.
- SIMEONOV, V. et al. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, v. 37, n. 17, p. 4119–4124, 2003.
- SINGH, K. P. et al. Artificial neural network modeling of the river water quality-A case study. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 6, p. 888–895, 2009.
- SOUZA, M. M. DE; GASTALDINI, M. DO C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 263–274, set. 2014.
- SUN, X. et al. Spatio-temporal patterns of *Ulva* prolifera blooms and the corresponding influence on chlorophyll-a concentration in the Southern Yellow Sea, China. **Science of**

- The Total Environment**, v. 640–641, p. 807–820, 1 nov. 2018.
- TANRIVERDI, Ç. et al. Assessment of surface water quality of the Ceyhan River basin, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 167, n. 1–4, p. 175–184, 2010.
- THUONG, N. T. et al. Source discrimination of heavy metals in sediment and water of To Lich River in Hanoi City using multivariate statistical approaches. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 10, p. 8065–8075, 20 out. 2013.
- VARGAS, R. R. et al. Assessment of the water quality and trophic state of the Ribeirão Guaraçau Watershed, Guarulhos (SP): a comparative analysis between rural and urban areas. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 13, n. 2, p. 1, 29 mar. 2018.
- WINTER, J. C. F.; GOSLING, S. D.; POTTER, J. Comparing the pearson and spearman correlation coefficients across distributions and sample sizes: A tutorial using simulations and empirical data. **Psychological Methods**, v. 21, n. 3, p. 273–290, 2016.
- YU, D. et al. Detecting land use-water quality relationships from the viewpoint of ecological restoration in an urban area. **Ecological Engineering**, v. 53, p. 205–216, 2013.
- ZAPATA, F. C. C. et al. Bioaccumulation of heavy metals in *Oncorhynchus mykiss* for export at production centers in the Peruvian Central Highlands. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 12, n. 4, p. 527, 28 jun. 2017.
- ZEINALZADEH, K.; REZAEI, E. Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 13, n. June, p. 1–10, 2017.
- ZHANG, X. et al. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and Kowloon, Hong Kong. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 173, n. 1–4, p. 17–27, 2011.
- ZHUANG, Q.; LI, G.; LIU, Z. Distribution, source and pollution level of heavy metals in river sediments from South China. **CATENA**, v. 170, p. 386–396, 1 nov. 2018.

## **CAPÍTULO 2:**

### **Análise de tendência temporal e espacial da qualidade das águas superficiais na bacia hidrográfica do rio Doce, Minas Gerais, Brasil**

**RESUMO:** O presente trabalho teve por objetivo realizar uma análise de tendência temporal e espacial dos dados de qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce, permitindo assim a identificação da variação da qualidade da água, das áreas mais impactadas e das principais estações de monitoramento a serem mantidas na rede. Para tal, foram utilizados os testes de Mann-Kendall (MK), Sazonal de Mann-Kendall (SMK) e a correlação de Spearman na análise temporal, e a Análise de Cluster (AC) na análise espacial. Na análise de tendência temporal foram avaliadas estações com no mínimo 10 anos de dados, o que resultou na análise de 32 das 65 estações. Nessa etapa, as análises foram realizadas utilizando os valores do Índice de Qualidade da Água (IQA) desenvolvido pela National Sanitation Foundation (NSF) e as variáveis que o compõe, sendo avaliado o período de 2000 a 2017. Na análise de tendência espacial optou-se por avaliar a quase totalidade do conjunto de estações, com exceção apenas da estação RD011 por ter sido instalada recentemente. Nessa etapa, as estações foram avaliadas somente com base no Índice de Qualidade da Água no período de 2010 a 2017. Com os resultados das análises de tendência temporal, identificou-se que a maioria das estações não apresentaram tendência estatisticamente significativa para o IQA. Nas estações que apresentaram tendências de redução da qualidade, a maior parte delas está localizada em áreas com adensamento populacional, demonstrando a forte influência das péssimas condições sanitárias dos municípios na qualidade da água da bacia. Ao se analisar as variáveis que compõem o IQA, verificou-se que para os resultados encontrados para o nitrato e para a *Escherichia coli* reforçam o impacto do lançamento de efluentes domésticos, bem como a poluição difusa oriunda de áreas agrícolas. Na análise de tendência espacial, a AC agrupou as estações de monitoramento em seis clusters com base na sua similaridade entre os valores do IQA e, juntamente com os resultados das outras análises, verificou-se que a bacia do rio Caratinga apresentou o maior grau de poluição. Também foi possível apontar cinco estações que podem ser realocadas ou desativadas, uma vez que as mesmas apresentaram semelhança em relação ao IQA com outras estações localizadas no mesmo curso d'água.

**Palavras-chave:** Análise de cluster; Mann-Kendall; Poluição hídrica; Rede de monitoramento.

## 2.1. INTRODUÇÃO

Nas bacias hidrográficas, a qualidade da água pode ser influenciada por diversos fatores, podendo ser naturais, onde se destacam o intemperismo das rochas e a erosão do solo, bem como por fatores antrópicos, através da expansão agrícola e do acelerado crescimento populacional e industrial (BARAKAT et al., 2016; BU et al., 2014; ZEINALZADEH; REZAEI, 2017). Entretanto, a deterioração dos corpos hídricos vem sendo agravada e está se tornando uma ameaça à segurança hídrica em todo o mundo (ZHAI; XIA; ZHANG, 2014).

Considerando que o comportamento da qualidade da água reflete as condições da bacia hidrográfica, a realização periódica de campanhas de monitoramento é o primeiro passo para a elaboração de uma base de dados confiável e adequada que possa ser útil ao planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos (SHRESTHA; KAZAMA, 2007; SIMEONOV et al., 2003). Tais campanhas permitem avaliar o comportamento das variáveis de qualidade da água, detectando variações espaciais e temporais, além de apoiar o planejamento dos recursos hídricos na efetivação de instrumentos de gestão, tais como outorga, cobrança e enquadramento de corpos d'água em classes de uso (ANA, 2013).

No estado de Minas Gerais, o monitoramento das águas superficiais começou a ser realizado no ano de 1997 por meio do Projeto “Águas de Minas”, sob responsabilidade do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). Na parte mineira da bacia do rio Doce a rede conta atualmente com 65 estações em operação e quatro campanhas anuais com frequência trimestral, sendo duas completas e duas intermediárias. Nas campanhas completas, realizadas semestralmente, são analisadas 51 variáveis de qualidade de água em comum ao conjunto de estações. Já nas campanhas parciais, realizadas entre as campanhas completas, são analisadas 19 variáveis em comum ao conjunto de estações e às quatro campanhas de monitoramento.

As campanhas de monitoramento da qualidade da água na bacia do rio Doce são essenciais, uma vez permitem a identificação de contaminações pontuais e difusas, tais como: lançamento de efluentes domésticos sem tratamento, ocasionando contaminação por coliformes termotolerantes; disposição inadequada de resíduos sólidos, provocando o carreamento dos mesmos para os corpos hídricos; geração de efluentes industriais, ocasionando o lançamento de contaminantes tóxicos de natureza distintas; e o uso inadequado do solo, que, potencializado pelas condições climáticas, proporciona a sua erosão e o carreamento de sedimentos para os corpos hídricos (ECOPLAN-LUME, 2010a).

Apesar do programa de monitoramento vir demonstrando a sua importância no fornecimento de informações básicas para a definição de estratégias e da própria avaliação da

efetividade do sistema de controle ambiental, as campanhas de monitoramento, quando realizada por longos períodos, acabam gerando um banco de dados extenso e complexo, o que pode dificultar a sua análise e interpretação, ocasionando muitas vezes a sua subutilização (TRINDADE et al., 2017). Em contrapartida, a existência das séries históricas de dados permite uma melhor compreensão da evolução temporal e espacial da qualidade das águas e sua correlação com fatores naturais e antrópicos.

Dentre as metodologias disponíveis para interpretar conjuntos de dados qualitativos, os estudos de análise de tendência vêm demonstrando potencial de utilização como ferramenta de auxílio à gestão da qualidade das águas, mostrando tendências positivas, negativas ou nulas para as variáveis de qualidade da água analisadas (CHOWDHURY; AL-ZAHRANI, 2014; DA COSTA et al., 2017; DOU; ZHANG; LI, 2016; KISI; AY, 2014; OLIVEIRA et al., 2017; SUN et al., 2013; TABARI; MAROFI; AHMADI, 2011; TRINDADE et al., 2017; YENILMEZ; KESKIN; AKSOY, 2011). A análise de tendência temporal possibilita a avaliação de longas séries de dados, sendo úteis para o acompanhamento e a previsão da evolução da qualidade da água. Já a análise de tendência espacial permite compreender a influência que fatores como o uso e a ocupação do solo e fontes de poluição na bacia exercem sobre a qualidade das águas, identificando bacias com características semelhantes.

No Brasil, especificamente na bacia do rio Doce, ainda existe uma carência muito grande de estudos sobre tendências temporais e espaciais da qualidade da água, uma vez que a qualidade da água nas campanhas de monitoramento realizadas pelo IGAM é avaliada basicamente no que diz respeito às concentrações das variáveis monitoradas. Sendo assim, o presente trabalho teve por objetivo realizar uma análise de tendência temporal e espacial dos dados de qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce, permitindo a identificação da variação da qualidade da água das áreas mais impactadas ao longo dos anos de monitoramento e das principais estações de monitoramento a serem mantidas na rede, o que poderá subsidiar ações de gestão e planejamento visando à melhoria do monitoramento da qualidade da água na bacia.

## **2.2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.2.1. Área de estudo**

O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Doce, na parte inserida no estado de Minas Gerais, Brasil, que corresponde a 86% da área total de, aproximadamente, 82.427 km<sup>2</sup>

(ANA, 2018). O rio Doce nasce no estado de Minas Gerais, nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço, e percorre cerca de 879 km até atingir o oceano Atlântico no estado do Espírito Santo. A bacia integra a região hidrográfica do Atlântico Sudeste, estando inserida entre os paralelos 17°30'00" e 21°30'00" S e meridianos 39°30'00" e 44°00'00" W.

No estado de Minas Gerais, a bacia do rio Doce é subdividida em seis Unidades de Gestão de Recursos Hídricos (UGRHs), que correspondem às UGRH1 Piranga, UGRH2 Piracicaba, UGRH3 Santo Antônio, UGRH4 Suaçuí, UGRH5 Caratinga e UGRH6 Manhuaçu (CBH-DOCE, 2016). As UGRHs são unidades físico territoriais que apresentam uma identidade regional caracterizada por aspectos físicos, socioculturais, econômicos e políticos (IGAM, 2016). Na Figura 2.1 é possível observar a divisão da parte mineira da bacia do rio Doce por UGRH, bem como a distribuição espacial das 65 estações de monitoramento de qualidade de água do IGAM.

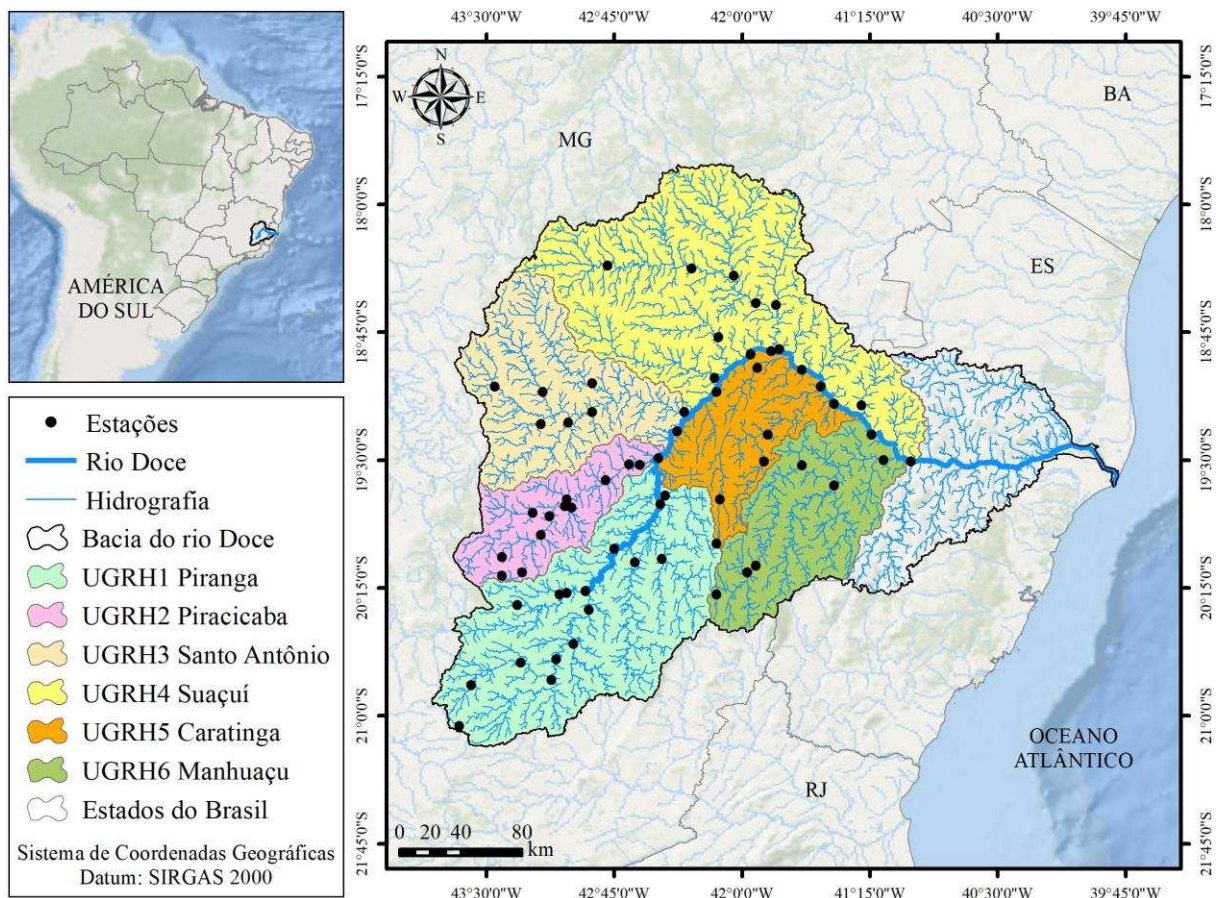


Figura 2.1. Divisão da parte mineira da bacia do rio Doce por UGRH e distribuição espacial das estações de monitoramento de qualidade de água do IGAM.

A atividade econômica na bacia do rio Doce é bastante diversificada, destacando-se: a agropecuária (reflorestamento, lavouras tradicionais, cultura de café, cana-de-açúcar, criação

de gado, suinocultura); a agroindústria (sucroalcooleira); a mineração (ferro, ouro, bauxita, pedras preciosas etc); a indústria (celulose, siderurgia e laticínios); o comércio e serviços de apoio dos complexos industriais; e a geração de energia elétrica (ECOPLAN-LUME, 2010a).

Dentro do contexto econômico e ambiental, a bacia foi alvo de um dos maiores desastres ambientais ocorridos no Brasil. No dia 05 de novembro de 2015, a barragem de Fundão, pertencente à Samarco Mineração S.A., localizada no distrito de Bento Rodrigues, município de Mariana, se rompeu. A barragem, classificada como Classe III, de alto potencial de dano ambiental, era destinada a receber e armazenar o rejeito gerado pela atividade de beneficiamento de minério de ferro (IGAM, 2017a). A barragem continha 50 milhões de m<sup>3</sup> de rejeito, dos quais 34 milhões de m<sup>3</sup> foram liberados no meio ambiente. Este montante atingiu 663 km de rios e córregos na bacia do rio Doce, nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, resultando em diversos impactos sobre os recursos hídricos e seus usos, tais como: abastecimento público, irrigação, uso industrial, geração de energia elétrica, lazer e pesca, destruição de áreas de preservação permanente, assoreamento e alterações morfológicas dos corpos hídricos (ANA, 2016).

## **2.2.2. Base de dados e métodos de análises utilizados**

Os dados de qualidade de água utilizados no estudo foram provenientes das campanhas de monitoramento de qualidade de água do “Projeto Águas de Minas”, onde as análises de qualidade da água são realizadas por um laboratório acreditado pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO), que participa regularmente de avaliações de controle de qualidade analítica (AQC) e segue padrões dos métodos padronizados para a análise de água e esgoto (APHA; AWWA; WEF, 2012).

A análise dos dados foi realizada por estação de monitoramento de qualidade da água e dividida em duas etapas: a) análise de tendência temporal; e b) análise de tendência espacial. Para apoiar a interpretação dos resultados obtidos e a melhor visualização dos dados, gráficos box plots foram elaborados, sendo diferenciados entre as estações de monitoramento.

### **2.2.2.1. Análise de tendência temporal**

Na análise de tendência temporal, optou-se por analisar estações de monitoramento com, no mínimo, 10 anos de operação, conforme também realizado em outros estudos (DIAMANTINI et al., 2018; DOU; ZHANG; LI, 2016; TRINDADE et al., 2017). Sendo assim

foram selecionadas 32 das 65 estações de monitoramento da qualidade da água localizadas na parte mineira da bacia do rio Doce (Tabela 2.1) e adotado um período base de 2000 a 2017.

Devido ao período da base de dados utilizado, os resultados encontrados foram afetados pelo rompimento da barragem de rejeitos do município de Mariana, já que as séries históricas do IGAM incluem variáveis sensíveis aos impactos decorrentes do acidente. Destaca-se, ainda, que, das 65 estações de monitoramento do IGAM, 14 delas foram afetadas pelo rompimento.

Tabela 2.1. Estações de monitoramento da qualidade da água localizadas na parte mineira da bacia do rio Doce utilizadas na análise de tendência

| Estação <sup>1</sup> | Coordenadas   |               | UGRH | Curso d'água        |
|----------------------|---------------|---------------|------|---------------------|
|                      | Latitude      | Longitude     |      |                     |
| RD001                | -20°41'18,66" | -43°18'08,42" | 1    | Rio Piranga         |
| RD004                | -20°47'06,99" | -43°06'56,99" | 1    | Rio Xopotó          |
| RD007                | -20°40'18,99" | -43°05'30,99" | 1    | Rio Piranga         |
| RD009                | -20°21'00,00" | -43°19'05,00" | 1    | Rio do Carmo        |
| RD013                | -20°22'59,80" | -42°54'08,50" | 1    | Rio Piranga         |
| RD018                | -20°05'53,00" | -42°37'46,99" | 1    | Rio Casca           |
| <b>RD019</b>         | -20°01'18,99" | -42°45'07,99" | 1    | Rio Doce            |
| RD021                | -20°04'35,77" | -42°27'58,61" | 1    | Rio Matipó          |
| <b>RD023</b>         | -19°45'34,99" | -42°29'06,00" | 1    | Rio Doce            |
| RD025                | -19°56'21,69" | -43°10'48,99" | 2    | Rio Piracicaba      |
| RD026                | -19°50'04,34" | -43°7'38,431" | 2    | Rio Piracicaba      |
| RD027                | -19°48'36,00" | -43°14'00,00" | 2    | Rio Santa Bárbara   |
| RD029                | -19°46'00,99" | -43°02'38,99" | 2    | Rio Piracicaba      |
| RD030                | -19°44'03,75" | -43°01'41,24" | 2    | Rio do Peixe        |
| RD031                | -19°31'33,86" | -42°39'28,78" | 2    | Rio Piracicaba      |
| RD032                | -19°37'11,80" | -42°48'02,71" | 2    | Rio Piracicaba      |
| <b>RD033</b>         | -19°19'38,93" | -42°22'32,98" | 5    | Rio Doce            |
| RD034                | -19°31'48,27" | -42°36'09,17" | 2    | Rio Piracicaba      |
| <b>RD035</b>         | -19°29'18,99" | -42°29'38,99" | 2    | Rio Doce            |
| RD039                | -19°13'25,03" | -42°20'34,68" | 3    | Rio Santo Antônio   |
| RD040                | -19°01'14,95" | -42°9'45,529" | 4    | Rio Corrente Grande |
| <b>RD044</b>         | -18°53'00,00" | -41°57'10,00" | 4    | Rio Doce            |
| <b>RD045</b>         | -18°51'36,19" | -41°50'01,35" | 4    | Rio Doce            |
| RD049                | -18°34'35,99" | -41°55'14,00" | 4    | Rio Suaçuí Grande   |
| <b>RD053</b>         | -18°58'10,19" | -41°38'49,39" | 4    | Rio Doce            |
| RD056                | -19°43'36,00" | -42°07'58,99" | 5    | Rio Caratinga       |
| RD057                | -19°04'15,78" | -41°32'39,83" | 5    | Rio Caratinga       |
| <b>RD058</b>         | -19°09'58,84" | -41°27'35,69" | 5    | Rio Doce            |
| <b>RD059</b>         | -19°20'45,72" | -41°14'19,49" | 6    | Rio Doce            |
| RD064                | -20°06'59,11" | -41°55'09,80" | 6    | Rio Manhuaçu        |
| RD065                | -19°29'51,00" | -41°10'09,99" | 6    | Rio Manhuaçu        |
| <b>RD067</b>         | -19°30'20,00" | -41°00'47,00" | 6    | Rio Doce            |

<sup>1</sup>Estações destacadas em negrito se referem a aquelas afetadas pelo rompimento da barragem de rejeitos

Para as estações apresentadas na Tabela 2.1 foram avaliadas as séries históricas do Índice de Qualidade da Água (IQA) desenvolvido pela National Sanitation Foundation (NSF) nos Estados Unidos, bem como as variáveis que o compõe: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrato, fósforo total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais. O IQA-NSF foi escolhido por ser um índice mundialmente

utilizado e que reflete a contaminação das águas em decorrência das nove variáveis consideradas como mais representativas para a caracterização da qualidade das águas. O valor do índice varia de 0 a 100, sendo que no estado de Minas Gerais ele é interpretado da seguinte forma: excelente ( $90 < IQA \leq 100$ ), bom ( $70 < IQA \leq 90$ ), médio ( $50 < IQA \leq 70$ ), ruim ( $25 < IQA \leq 50$ ) e muito ruim ( $IQA \leq 25$ ) (IGAM, 2017b).

Para avaliar a existência de tendência ou não nas séries históricas, cada uma das 32 estações foi analisada individualmente. Para tal, foram utilizados os testes não-paramétricos de Mann-Kendall (MK) (KENDALL, 1975; MANN, 1945), Sazonal de Mann-Kendall (SMK) (HIRSCH; SLACK; SMITH, 1982) e Spearman (GAUTHIER, 2001). A principal razão para o uso de testes estatísticos não-paramétricos é que estes são considerados mais adequados para dados que não apresentam distribuição normal, como acontece frequentemente em séries temporais (YUE; PILON; CAVADIAS, 2002). Esses testes também foram utilizados em outros estudos de qualidade da água em bacias hidrográficas brasileiras (CHRISTOFARO; LEÃO, 2009; DA COSTA et al., 2017; TRINDADE et al., 2017).

Como as variáveis avaliadas possuem frequência trimestral, primeiramente foi verificada a existência de sazonalidade entre os dados por meio do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (KW) (KRUSKAL; WALLIS, 1952) ao nível de significância de 5%. Para as séries que apresentaram diferença significativa entre os trimestres ( $p\text{-valor} < 0,05$ ), foi levada em conta a existência de influência da sazonalidade nos dados. Nessas situações foi aplicado o teste Sazonal de Mann-Kendall (SMK), que consiste em uma variação do teste MK na qual é considerada a existência de sazonalidade na série de dados (ANGHILERI; PIANOSI; SONCINI-SESSA, 2014). Para as séries nas quais não foi identificada sazonalidade foi empregado o teste MK para análise de tendência temporal.

Os testes de MK e SMK foram aplicados ao nível de significância de 5% e a hipótese nula ( $H_0$ ) de não tendência na série foi rejeitada quando  $S$  foi significativamente diferente de zero ( $p\text{-valor} < 0,05$ ), em favor da hipótese alternativa ( $H_1$ ) de tendência dos dados. Valores positivos da estatística  $S$  e do  $\tau$  de Kendall indicam uma tendência crescente, valores negativos indicam uma tendência decrescente e zero indica ausência de tendência na série.

Em seguida, para corroborar com os resultados encontrados nos testes de MK e SMK, foi verificada a autocorrelação da série temporal utilizando o teste não-paramétrico de Spearman. Esse teste é baseado no coeficiente de correlação ( $R$  de Spearman), sendo avaliado a tendência de elevação ou redução dos dados ao longo do tempo. A utilização deste teste baseou-se no fato de que os outliers têm pouca influência nos seus resultados, a coleta de amostras em intervalos

regulares não é necessária e o teste é simples de ser aplicado mesmo em um grande conjunto de dados (GAUTHIER, 2001).

Da mesma maneira que nos testes de MK e SMK, correlações com p-valor menores que 0,05 (nível de significância de 5%) foram consideradas significativas, ou seja, houve tendência ao longo do tempo para a variável analisada. Nesse caso, o sinal positivo ou negativo do coeficiente R indicou a tendência de elevação ou de redução, respectivamente, já que corresponde à correlação dos valores da variável com o tempo (TRINDADE et al., 2017).

Para as estações de monitoramento cujos resultados foram não significativos para o teste MK ou SMK, mas significativos para o teste de correlação de Spearman, ou vice-versa, os resultados foram considerados como inconclusivos com a possibilidade de elevação, quando os valores foram positivos, ou redução, quando os valores foram negativos.

#### **2.2.2.2. Análise de tendência espacial**

A Análise de Cluster (AC) foi utilizada para verificar a tendência espacial dos dados das estações de monitoramento na parte mineira da bacia do rio Doce. A AC visou agrupar as estações de monitoramento em grupos (clusters), de forma que as estações dentro de um grupo sejam semelhantes entre si, mas diferentes de outros grupos (JUNG et al., 2016; SHRESTHA; KAZAMA, 2007). A AC foi utilizada por classificar de forma confiável a qualidade da água superficial e permitir a orientação de decisões futuras de amostragem espacial, reduzindo o número de estações e os custos associados (AJORLO et al., 2013; BARAKAT et al., 2016; CALAZANS et al., 2018a; JUNG et al., 2016; MUANGTHONG; SHRESTHA, 2015; SHRESTHA; KAZAMA, 2007; SINGH et al., 2004; ZHANG et al., 2011).

Visando obter uma caracterização mais recente da qualidade da água e avaliar a maior parte das estações de monitoramento, a AC foi aplicada considerando os dados de 2010 a 2017. Foram utilizados como dados de entrada as séries temporais do IQA por estação de monitoramento e avaliadas 64 das 65 estações de monitoramento existentes, justificado pelo fato da estação RD011 dispor de dados somente a partir do ano de 2016, o que inviabilizou a sua utilização na análise. Na AC, o agrupamento hierárquico foi aplicado por meio do método de Ward no conjunto de dados normalizados, utilizando a distância euclidiana como medida de dissimilaridade (distância de ligação), conforme também utilizado em diversos outros estudos (AJORLO et al., 2013; MUANGTHONG; SHRESTHA, 2015; ZHANG et al., 2011).

Para confirmar os resultados obtidos na AC foi calculada a porcentagem de violação das variáveis de qualidade da água conforme os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº

357/2005 e pela Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG n° 01/2008. Para tal, foi realizada uma análise prévia para filtrar, das 51 variáveis de qualidade da água em comum às estações, aquelas que possuíam seus limites estabelecidos na legislação, o que resultou na seleção de 32 variáveis (Tabela 2.2).

Tabela 2.2. Variáveis de qualidade da água com limites estabelecidos na legislação conforme a classe de enquadramento

| <b>Variáveis</b>                                     |   |
|--|---|
| Alumínio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )            | Manganês total (mg L <sup>-1</sup> )              |
| Arsênio total (mg L <sup>-1</sup> )                  | Mercúrio total (µg L <sup>-1</sup> )              |
| Boro total (mg L <sup>-1</sup> )                     | Níquel total (mg L <sup>-1</sup> )                |
| Cádmio total (mg L <sup>-1</sup> )                   | Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )                     |
| Chumbo total (mg L <sup>-1</sup> )                   | Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )                     |
| Cianeto livre (mg L <sup>-1</sup> )                  | Nitrogênio amoniacal total (mg L <sup>-1</sup> )  |
| Cloreto total (mg L <sup>-1</sup> )                  | Oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )         |
| Clorofila a (µg L <sup>-1</sup> )                    | pH  |
| Cobre dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )               | Selênio total (mg L <sup>-1</sup> )               |
| Cor verdadeira (mg L <sup>-1</sup> )                 | Sólidos dissolvidos totais (mg L <sup>-1</sup> )  |
| Cromo total (mg L <sup>-1</sup> )                    | Sólidos em suspensão totais (mg L <sup>-1</sup> ) |
| Demanda bioquímica de oxigênio (mg L <sup>-1</sup> ) | Substâncias tensoativas (mg L <sup>-1</sup> )     |
| Escherichia coli (NMP 100mL <sup>-1</sup> )          | Sulfato total (mg L <sup>-1</sup> )               |
| Fenóis totais (mg L <sup>-1</sup> )                  | Sulfeto (mg L <sup>-1</sup> )                     |
| Ferro dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )               | Turbidez (UNT)                                    |
| Fósforo total (mg L <sup>-1</sup> )                  | Zinco total (mg L <sup>-1</sup> )                 |

Como na bacia do rio Doce apenas o rio Piracicaba e seus afluentes possuem enquadramento aprovado no âmbito do Conselho Estadual dos Recursos Hídricos (CERH), foi adotado para os demais cursos d'água a Classe 2 de enquadramento, conforme está previsto na Resolução CNRH n° 91/2008. Pelos resultados da análise, foram destacadas as estações de monitoramento que apresentaram as maiores e as menores porcentagem de violação conforme os limites estabelecidos pela legislação, sendo esses confrontados com os resultados da AC.

### 2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados dos testes estatísticos propostos na metodologia foram organizados em planilhas individuais para o IQA e para cada variável de qualidade da água analisada. No teste de KW, os resultados estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ ) indicaram a presença da sazonalidade entre os dados. Já os resultados estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ ) dos testes de MK, SMK e da correlação de Spearman sugeriram que existe uma tendência de alteração da variável ao longo do tempo. Os valores de Tau de Kendall, S e R de Spearman indicaram o sentido da tendência da variável ao longo do tempo, sendo que valores positivos indicaram elevação e valores negativos indicaram redução.

O resultado das análises de tendência temporal para o IQA é apresentado na Tabela 2.3 e definido como: (↑) tendência de elevação; (↓) tendência de redução; (?↑) inconclusivo com possibilidade de elevação; (?↓) inconclusivo com possibilidade de redução; e (-) sem tendência.

Tabela 2.3. Resultados das análises de tendência temporal do IQA na parte mineira da bacia do rio Doce para as 32 estações de monitoramento analisadas

| Estação <sup>1</sup> | Teste KW | Teste MK | Tau de Kendall <sup>2</sup> | S <sup>2</sup> | Teste SMK | Tau de Kendall <sup>3</sup> | S <sup>3</sup> | R de Spearman | IQA |
|----------------------|----------|----------|-----------------------------|----------------|-----------|-----------------------------|----------------|---------------|-----|
| RD001                | 0,017    |          |                             |                | 0,289     | 0,093                       | 57             | 0,186         | -   |
| RD004                | 0,010    |          |                             |                | 0,272     | 0,097                       | 59             | 0,189         | -   |
| RD007                | 0,019    |          |                             |                | 0,225     | 0,106                       | 65             | 0,196         | ?↑  |
| RD009                | 0,003    |          |                             |                | 0,011     | 0,221                       | 135            | 0,314         | ↑   |
| RD013                | 0,004    |          |                             |                | 0,622     | 0,044                       | 27             | 0,162         | -   |
| RD018                | 0,000    |          |                             |                | 0,035     | 0,183                       | 112            | 0,256         | ↑   |
| <b>RD019</b>         | 0,000    |          |                             |                | 0,865     | -0,016                      | -10            | 0,011         | -   |
| RD021                | 0,219    | 0,001    | -0,264                      | -672           |           |                             |                | -0,384        | ↓   |
| <b>RD023</b>         | 0,000    |          |                             |                | 0,325     | -0,087                      | -53            | -0,057        | -   |
| RD025                | 0,000    |          |                             |                | 0,185     | -0,116                      | -71            | -0,118        | -   |
| RD026                | 0,013    |          |                             |                | 1         | 0,002                       | 1              | 0,056         | -   |
| RD027                | 0,032    |          |                             |                | 0,008     | 0,229                       | 140            | 0,299         | ↑   |
| RD029                | 0,007    |          |                             |                | 0,596     | -0,047                      | -29            | -0,068        | -   |
| RD030                | 0,009    |          |                             |                | 0,051     | -0,170                      | -104           | -0,157        | -   |
| RD031                | 0,000    |          |                             |                | 0,051     | -0,170                      | -104           | -0,204        | ?↓  |
| RD032                | 0,001    |          |                             |                | 0,043     | -0,177                      | -108           | -0,239        | ↓   |
| <b>RD033</b>         | 0,000    |          |                             |                | 0,677     | -0,038                      | -23            | 0,005         | -   |
| RD034                | 0,013    |          |                             |                | 0,353     | 0,082                       | 50             | 0,135         | -   |
| <b>RD035</b>         | 0,000    |          |                             |                | 0,970     | -0,005                      | -3             | -0,011        | -   |
| RD039                | 0,000    |          |                             |                | 0,733     | -0,031                      | -19            | -0,004        | -   |
| RD040                | 0,001    |          |                             |                | 0,010     | 0,224                       | 137            | 0,322         | ↑   |
| <b>RD044</b>         | 0,000    |          |                             |                | 0,021     | -0,201                      | -123           | -0,150        | ?↓  |
| <b>RD045</b>         | 0,000    |          |                             |                | 0,677     | 0,038                       | 23             | 0,062         | -   |
| RD049                | 0,000    |          |                             |                | 0,596     | -0,048                      | -29            | 0,009         | -   |
| <b>RD053</b>         | 0,000    |          |                             |                | 0,010     | 0,224                       | 137            | 0,296         | ↑   |
| RD056                | 0,349    | 0,000    | -0,291                      | -743           |           |                             |                | -0,406        | ↓   |
| RD057                | 0,000    |          |                             |                | 0,609     | 0,046                       | 28             | 0,068         | -   |
| <b>RD058</b>         | 0,000    |          |                             |                | 0,405     | -0,074                      | -45            | -0,065        | -   |
| <b>RD059</b>         | 0,001    |          |                             |                | 0,211     | 0,110                       | 67             | 0,151         | -   |
| RD064                | 0,020    |          |                             |                | 0,007     | -0,234                      | -143           | -0,316        | ↓   |
| RD065                | 0,000    |          |                             |                | 0,078     | 0,154                       | 94             | 0,188         | -   |
| <b>RD067</b>         | 0,000    |          |                             |                | 0,649     | -0,041                      | -25            | -0,035        | -   |

<sup>1</sup>Estações destacadas em negrito se referem àquelas afetadas pelo rompimento da barragem de rejeitos de Fundão;

<sup>2</sup>Valores referentes ao teste MK; <sup>3</sup>Valores referentes ao teste SMK.

Como pode ser observado na Tabela 2.3, os testes de correlação de Spearman e MK ou SMK foram coincidentes quanto à indicação da existência ou não de tendência na maioria dos casos analisados. Entretanto, foram encontradas situações, como para o IQA nas estações RD007, RD031, RD044 e RD065, em que os testes não apontaram o mesmo resultado quanto à significância da tendência temporal. Para tais estações, a tendência do IQA foi tida como inconclusiva, com possibilidade de elevação ou redução. Dentre as estações analisadas, também foi constatado que apenas as estações RD021 e RD056 não apresentam sazonalidade entre os

valores, sendo que ambas apresentaram tendência de redução. Em outras palavras, a qualidade da água pode estar reduzindo em todos os períodos do ano analisados.

Para uma melhor visualização, na Figura 2.2 é apresentada a distribuição espacial dos resultados das análises de tendência temporal do IQA para as 32 estações de monitoramento analisadas na parte mineira da bacia do rio Doce.

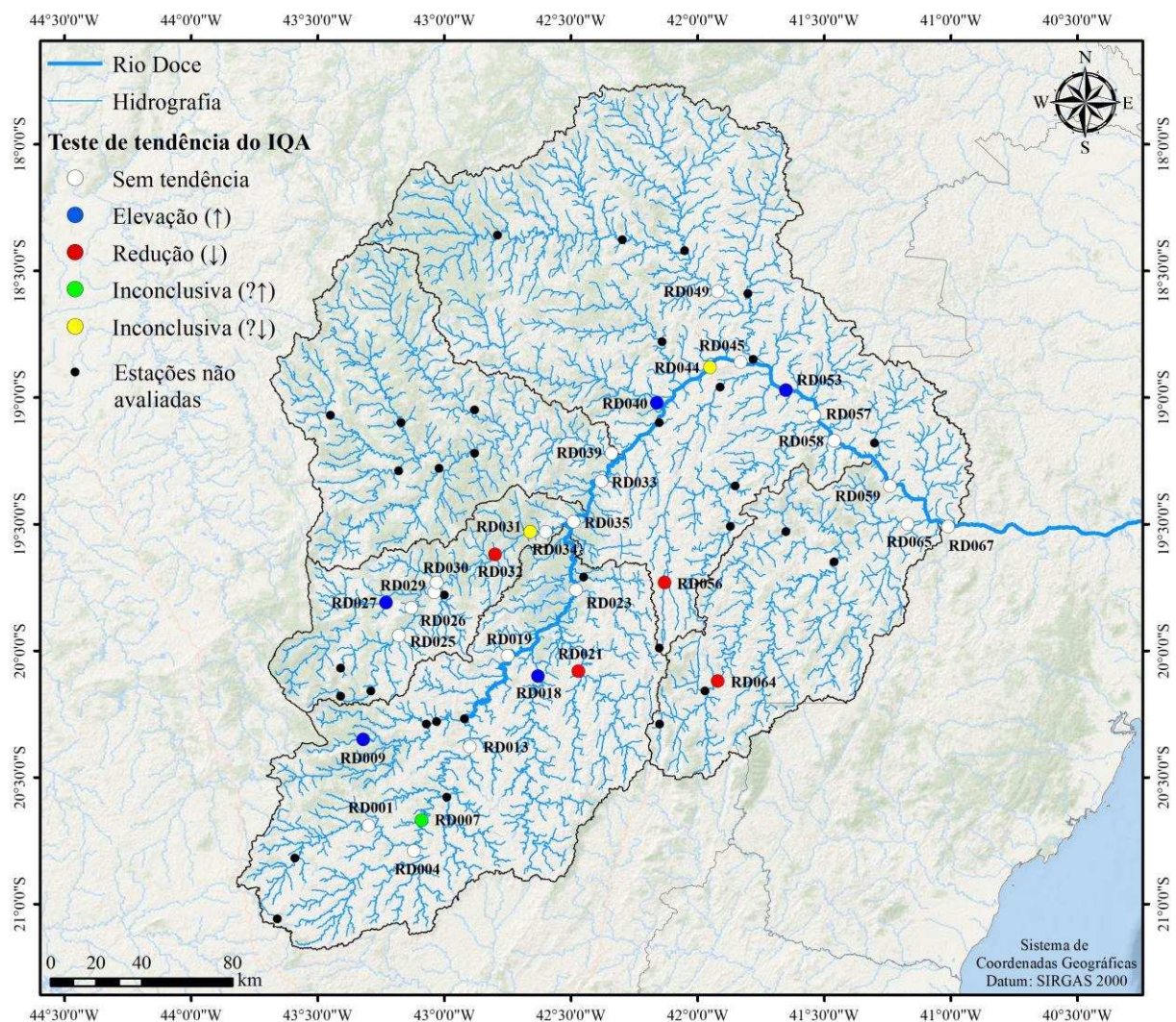


Figura 2.2. Distribuição espacial dos resultados das análises de tendência temporal do IQA na parte mineira da bacia do rio Doce, para as 32 estações de monitoramento analisadas.

Como pode ser observado na Tabela 2.3 e na Figura 2.2, 20 das 32 estações de monitoramento (62,5%) avaliadas não apresentaram tendência em relação ao IQA. Entretanto, este cenário não deve ser entendido como bom, uma vez que as estações que não apresentaram tendência significativa de elevação e possuem baixos valores de IQA é um indicativo de que a qualidade das águas está apresentando uma degradação constante. Para apoiar a interpretação

dos resultados obtidos, gráficos box plots do IQA foram produzidos para as estações que não apresentaram tendência (Figura 2.3).

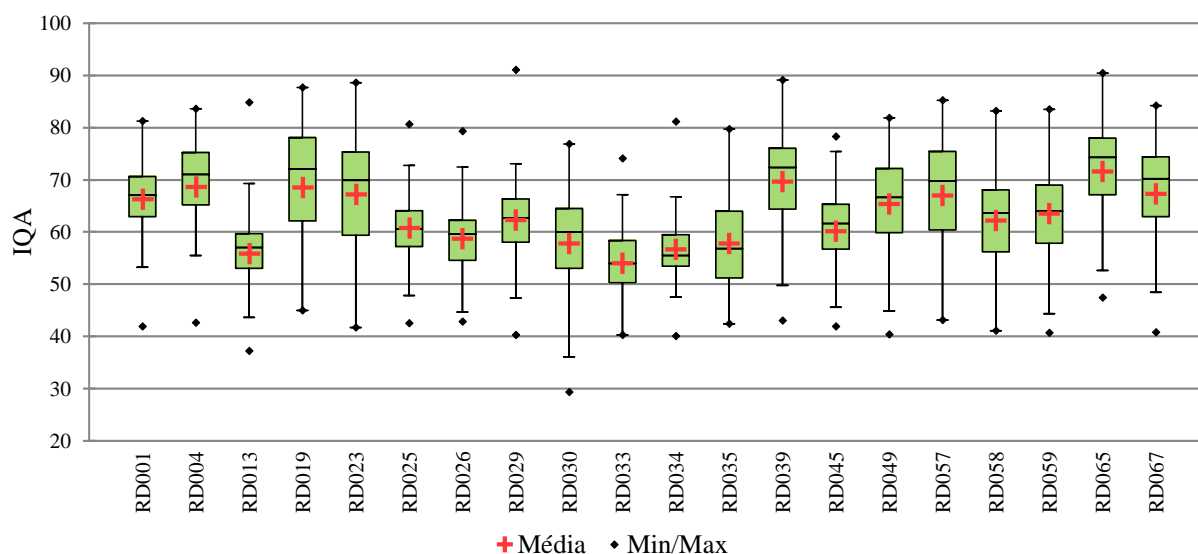


Figura 2.3. Gráficos box plots do IQA para as estações que não apresentaram tendência.

Como pode ser observado na Figura 2.3, as estações apresentaram valores médios de IQA variando entre 54,04 (RD033) e 71,57 (RD065). Com exceção da estação RD065, as médias obtidas classificam a qualidade da água como “médio” (IQA entre 51 e 70), demonstrando que, apesar da não tendência dos dados, os valores de IQA não apresentam resultados satisfatórios.

Pelo resultado da análise de tendência temporal, também foi possível verificar que seis estações apresentaram tendências temporais estatisticamente significativas de elevação do IQA: RD001 (UGRH1), RD009 (UGRH1), RD018 (UGRH1), RD027 (UGRH2), RD040 (UGRH4), RD053 (UGRH4). Dentre elas, apenas a estação RD040 encontra-se em área rural, enquanto as demais encontram-se a jusante das cidades de Piranga (RD001) e Tumitinga (RD053), e dos distritos de Monsenhor Horta (RD009), Águas Férreas (RD018) e Santa Rita de Pacas (RD027). Já para a tendência de redução, quatro estações apresentaram resultados estatisticamente significativos: RD021 (UGRH1), RD032 (UGRH2), RD056 (UGRH5), RD064 (UGRH6). Com exceção da RD032, essas estações encontram-se localizadas na zona urbana, a jusante das cidades de Raul Soares (RD021), Caratinga (RD056) e Santana do Manhuaçu (RD064).

Com base nos resultados, é possível afirmar que a tendência de redução da qualidade das águas é típica de regiões metropolitanas e grandes cidades do interior, onde os corpos hídricos apresentam alta degradação da qualidade da água oriunda do lançamento de efluentes domésticos e efluentes industriais. A maioria dos municípios da bacia não possuem estações de tratamento de efluentes e, quando possuem, o tratamento é insuficiente. Conforme estudo

realizado a respeito do esgotamento sanitário no Brasil, os municípios de Caratinga e Raul Soares lançam uma carga total diária de 3.988,0 e 857,4 kg de DBO, respectivamente, enquanto municípios menores como Piranga e Tumiritinga lançam valores bem menores: 328,9 e 234,7 kg de DBO por dia, respectivamente (ANA, 2017). Tal resultado também corrobora com o encontrado em diversos outros estudos realizados no Brasil, que apontam o lançamento de efluentes domésticos in natura ou parcialmente tratados como a principal causa da deterioração da qualidade das águas (CALAZANS et al., 2018a, 2018b; DA COSTA et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2018, 2017; TRINDADE et al., 2017; VARGAS et al., 2018).

Para as nove variáveis de qualidade da água analisadas, a conclusão dos resultados das análises de tendência temporal para cada estação é apresentada na Tabela 2.4.

Tabela 2.4. Tendências temporais das variáveis de qualidade da água na bacia do rio Doce

| Estação <sup>1</sup> | Variáveis <sup>2</sup> |         |                |                              |    |    |    |       |       |
|----------------------|------------------------|---------|----------------|------------------------------|----|----|----|-------|-------|
|                      | DBO                    | E. coli | P <sub>T</sub> | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | OD | pH | ST | Temp. | Turb. |
| RD001                | ↓                      | -       | ↓              | ↑                            | ↑  | -  | -  | -     | -     |
| RD004                | ?↓                     | ?↓      | -              | ↑                            | -  | -  | -  | -     | -     |
| RD007                | -                      | -       | -              | ↑                            | ↑  | -  | -  | -     | ?↓    |
| RD009                | -                      | ↓       | -              | ↑                            | -  | -  | -  | ↑     | ↓     |
| RD013                | -                      | -       | -              | ↑                            | -  | -  | -  | -     | ?↓    |
| RD018                | ↓                      | -       | ↓              | ↑                            | ?↑ | -  | -  | -     | ↓     |
| <b>RD019</b>         | ↓                      | -       | -              | ↑                            | -  | -  | -  | -     | -     |
| RD021                | -                      | ↑       | -              | ↑                            | -  | -  | ↑  | -     | -     |
| <b>RD023</b>         | ↓                      | -       | -              | ↑                            | -  | -  | -  | -     | -     |
| RD025                | -                      | -       | -              | ↑                            | -  | -  | ↑  | -     | -     |
| RD026                | ?↓                     | -       | ↑              | ↑                            | -  | -  | ↑  | -     | -     |
| RD027                | ?↓                     | ↓       | -              | ↑                            | -  | -  | -  | -     | ↓     |
| RD029                | ↓                      | -       | -              | ↑                            | -  | -  | ↑  | -     | -     |
| RD030                | -                      | -       | ↑              | ↑                            | -  | -  | ↑  | -     | -     |
| RD031                | ↓                      | -       | -              | ↑                            | -  | -  | ↑  | -     | ↓     |
| RD032                | ↓                      | -       | -              | ↑                            | -  | -  | ↑  | -     | ?↓    |
| <b>RD033</b>         | ?↓                     | -       | -              | ↑                            | ↑  | -  | ?↑ | -     | -     |
| RD034                | ↓                      | ↓       | ↓              | ↑                            | -  | -  | ↑  | -     | ↓     |
| <b>RD035</b>         | ↓                      | -       | ↓              | ↑                            | -  | -  | -  | ?↓    | -     |
| RD039                | ?↓                     | -       | -              | ↑                            | ?↑ | -  | -  | -     | -     |
| RD040                | -                      | ↓       | ↓              | ↑                            | -  | -  | -  | ↑     | ↓     |
| <b>RD044</b>         | -                      | ↑       | -              | ↑                            | -  | -  | -  | -     | ↓     |
| <b>RD045</b>         | -                      | -       | -              | ↑                            | ?↑ | -  | -  | ↑     | ↓     |
| RD049                | ?↓                     | ↑       | ↓              | ↑                            | -  | -  | -  | -     | ↓     |
| <b>RD053</b>         | ?↑                     | ↓       | ↓              | ↑                            | ↑  | -  | -  | -     | ↓     |
| RD056                | ?↑                     | ?↑      | ↑              | ↑                            | ↓  | -  | ↑  | ?↑    | -     |
| RD057                | -                      | -       | ?↓             | ↑                            | ↑  | -  | -  | -     | ?↓    |
| <b>RD058</b>         | -                      | ?↑      | ?↓             | ↑                            | ?↑ | -  | -  | -     | ↓     |
| <b>RD059</b>         | ?↑                     | -       | -              | ↑                            | ↑  | -  | -  | ?↑    | ↓     |
| RD064                | -                      | ↑       | ?↓             | ↑                            | -  | ?↓ | ↑  | -     | ↓     |
| RD065                | ↓                      | -       | -              | ↑                            | ?↓ | -  | -  | ↑     | ↓     |
| <b>RD067</b>         | -                      | -       | ↓              | ↑                            | -  | -  | -  | -     | ↓     |

<sup>1</sup>Estações destacadas em negrito se referem àquelas afetadas pelo rompimento da barragem de rejeitos. <sup>2</sup>DBO: demanda bioquímica de oxigênio; E. coli: Escherichia coli; P<sub>T</sub>: fósforo total; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitrato; OD: oxigênio dissolvido; ST: sólidos totais; Temp.: temperatura da água; Turb.: turbidez.

Como pode ser observado na Tabela 2.4, o nitrato apresentou os piores resultados, apresentando tendência positiva de elevação em todas as estações de monitoramento avaliadas. Conforme encontrado na literatura, o nitrato está relacionado principalmente ao uso de fertilizantes na agricultura (CHEN et al., 2019; POTT; FOHRER, 2017; SORANDO et al., 2019). Tal fato reafirma as péssimas condições sanitárias na qual a bacia se encontra, demonstrando que, além da contaminação pelo despejo de efluentes domésticos e industriais, a bacia também sofre com a poluição difusa oriunda de áreas agrícolas.

Embora alguns contaminantes tenham apresentado tendências significativas de redução, eles ainda podem ter níveis de concentração que excedem os padrões estabelecidos pela legislação. Tal fato pode ser exemplificado pela variável *Escherichia coli* que, apesar de ser apontada como uma das variáveis mais críticas na bacia do rio Doce (IGAM, 2017b), apresentou uma quantidade maior de estações com tendência significativa de redução do que de elevação. Entretanto, ao avaliar os dados da *Escherichia coli* nas estações RD021 e RD027, percebe-se que os mesmos estão acima do limite estabelecido pela legislação local na maior parte do tempo (Figura 2.4), independente do resultado da análise de tendência.

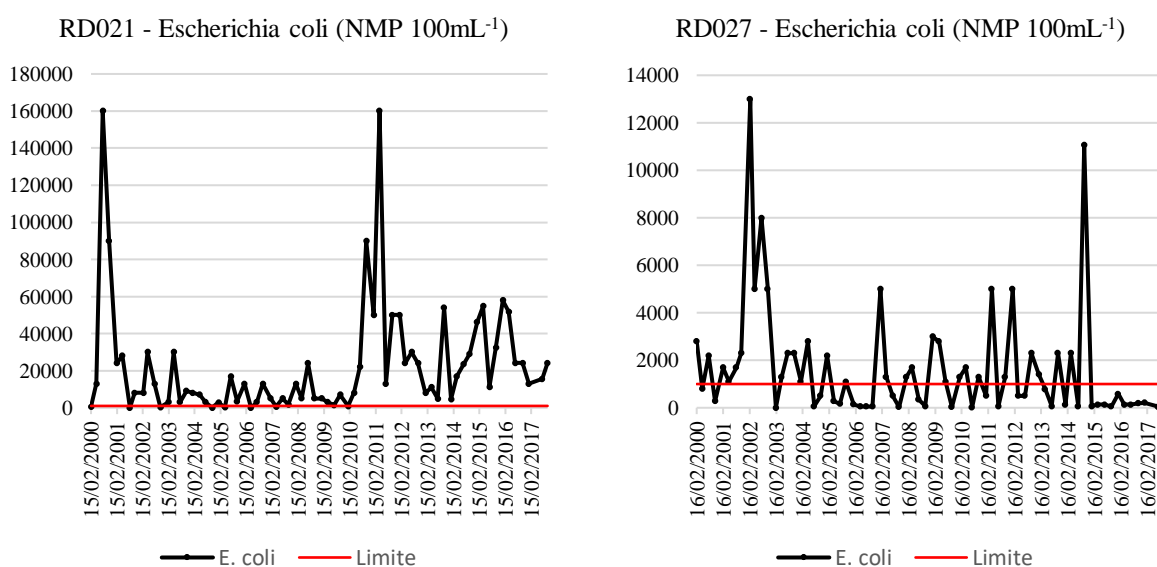


Figura 2.4. Série histórica dos dados de *Escherichia coli* para as estações RD021 e RD027

Apesar do indicativo de péssimas condições sanitárias, as tendências encontradas para as variáveis DBO, fósforo total, OD e turbidez apresentam-se como bons resultados, uma vez que grande parte deles favorecem positivamente a qualidade da água. Percebe-se que as poucas estações de tratamento de esgotos presentes na bacia conseguem reduzir boa parte da matéria orgânica e nutrientes, a exemplo da DBO e do fósforo, sendo evidenciados pela tendência

significativa de redução para ambas as variáveis na estação RD035, localizada a jusante do município de Ipatinga, que por sua vez coleta e trata 100% dos seus efluentes domésticos (ANA, 2017). Observa-se também que a turbidez apresentou comportamento de tendência oposto ao ST. Como o ST é composto pelos sólidos em suspensão totais (SST) e pelos sólidos dissolvidos totais (SDT), enquanto a turbidez representa basicamente os SST, pode-se concluir que o ST está crescendo em função do SDT.

Ao confrontar os dados das Tabelas 2.3 e 2.4 verifica-se que para as estações com tendência significativa de redução (RD021, RD032, RD056, RD064) a maioria delas apresentou tendência significativa de elevação para *Escherichia coli*, nitrato e ST, o que permite concluir que tais variáveis são as principais responsáveis pelas tendências de redução do IQA.

Ao associar as variáveis analisadas com o rompimento da barragem de rejeitos em Mariana, ANA (2016) relata que picos de turbidez e ST foram registrados na medida em que a onda de rejeitos se deslocava ao longo do curso do rio Doce, com valores mais altos nos locais a montante e tendência de decréscimo para jusante. Entretanto, apesar da elevação nas concentrações de tais variáveis (Figura 2.5), o rompimento da barragem não foi suficiente para provocar tendências significativas de elevação nas séries históricas das estações afetadas.

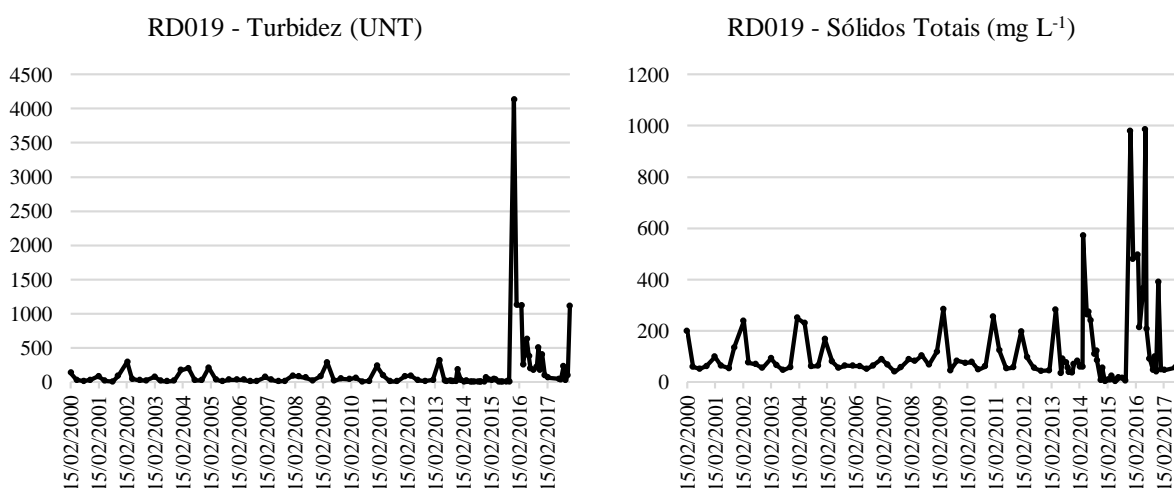


Figura 2.5. Série histórica dos dados de turbidez e sólidos totais para a estação RD019, localizada no rio Doce a jusante da barragem de rejeitos de Fundão, em Mariana.

Para as estações que apresentaram tendência de elevação positiva para o ST, pode-se dizer que o resultado foi provocado pelo manejo inadequado do solo na agricultura e mineração, o que causa o transporte de sólidos para a água (DA COSTA et al., 2017). Conforme o Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica do rio Doce (PIRH-Doce), as características de solos e relevo levam a bacia a uma condição de fragilidade quanto à

susceptibilidade a erosão, sendo agravada pela alta porcentagem de áreas antropizadas (ECOPLAN-LUME, 2010a). Ainda conforme o PIRH-Doce, a UGRH2 Piracicaba é a mais problemática, o que corrobora com os resultados encontrados pela análise de tendência, uma vez que sete das 10 estações com tendência de elevação positiva encontram-se nela inseridas.

Na análise de tendência espacial, a AC agrupou as 64 estações de monitoramento da parte mineira da bacia do rio Doce em seis clusters, conforme pode ser observado na Tabela 2.5. Já na Figura 2.6 é apresentado o perfil dos clusters com base nas observações analisadas.

Tabela 2.5. Estações de monitoramento que compõem os clusters obtidos pela AC na parte mineira da bacia do rio Doce

| Clusters |       |       |       |       |       |
|----------|-------|-------|-------|-------|-------|
| C1       | C2    | C3    | C4    | C5    | C6    |
| RD001    | RD009 | RD027 | RD031 | RD039 | RD056 |
| RD004    | RD013 | RD040 | RD032 | RD049 |       |
| RD007    | RD021 | RD065 | RD058 | RD053 |       |
| RD018    | RD025 | RD069 | RD064 | RD057 |       |
| RD019    | RD026 | RD077 | RD073 | RD059 |       |
| RD023    | RD029 | RD078 | RD074 | RD067 |       |
| RD070    | RD030 | RD079 | RD076 | RD082 |       |
|          | RD033 | RD080 | RD085 | RD083 |       |
|          | RD034 | RD081 | RD092 | RD084 |       |
|          | RD035 | RD086 | RD093 | RD088 |       |
|          | RD044 | RD087 | RD095 | RD089 |       |
|          | RD045 | RD090 | RD096 | RD094 |       |
|          | RD068 | RD097 |       |       |       |
|          | RD071 | RD098 |       |       |       |
|          | RD072 | RD099 |       |       |       |
|          | RD075 |       |       |       |       |
|          | RD091 |       |       |       |       |

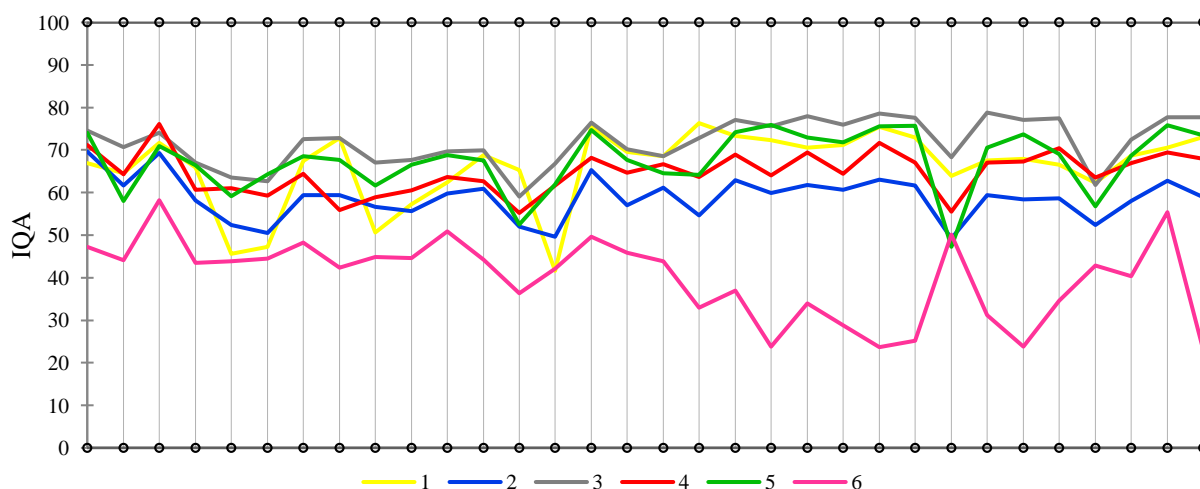


Figura 2.6. Perfil dos seis clusters obtidos na parte mineira da bacia do rio Doce

Com o intuito de melhorar a visualização da distribuição espacial das estações entre os seis clusters obtidos na AC, o resultado da análise também pode ser observado na Figura 2.7.

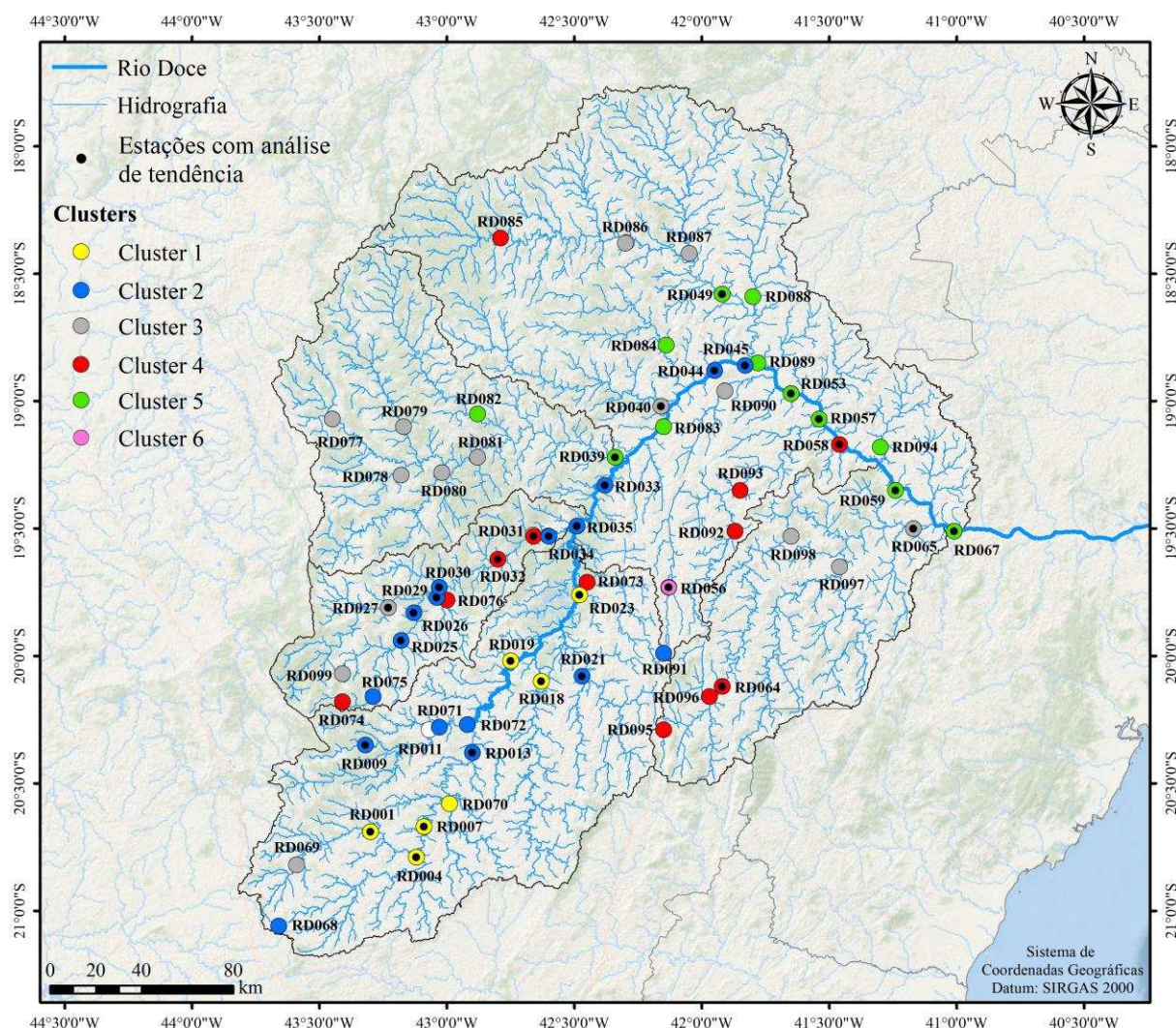


Figura 2.7. Mapa resultante da AC para o agrupamento das 64 estações de monitoramento na parte mineira da bacia do rio Doce.

Embora a AC tenha agrupado as estações de monitoramento com características semelhantes em relação ao IQA, os clusters possuem estações agrupadas em diferentes trechos de rio e em diferentes UGRHs que, por sua vez, possuem áreas extensas e atividades econômicas bastante diversificadas. Sendo assim, no caso da bacia do rio Doce, a escolha das estações representativas de cada cluster deve levar em consideração a conectividade entre elas, a sua distribuição entre as UGRHs e os fatores que mais influenciam na variação da qualidade das águas. Em outras palavras, recomenda-se que rios que possuem uma única estação de monitoramento agrupada pela AC devem ter as mesmas priorizadas na rede, uma vez que informações pontuais e mais detalhadas podem ser necessárias. Já para aqueles que possuem mais de uma estação no mesmo cluster é possível se pensar em abdicar de uma delas.

Na Tabela 2.6 é possível observar o agrupamento das estações entre os clusters, bem como a identificação da UGRH e do curso d'água na qual elas se encontram inseridas.

Tabela 2.6. Agrupamento das estações entre os clusters e a identificação da UGRH e do curso d'água na qual elas se encontram inseridas.

| Cluster | UGRH            | Estação                           | Curso d'água        |                   |
|---------|-----------------|-----------------------------------|---------------------|-------------------|
| 1       | 1 Piranga       | RD001, RD007                      | Rio Piranga         |                   |
|         |                 | RD004                             | Rio Xopotó          |                   |
|         |                 | RD018                             | Rio Casca           |                   |
|         |                 | RD019, RD023                      | Rio Doce            |                   |
|         |                 | RD070                             | Rio Turvo           |                   |
| 2       | 1 Piranga       | RD009, RD071                      | Rio do Carmo        |                   |
|         |                 | RD013, RD068                      | Rio Piranga         |                   |
|         |                 | RD021                             | Rio Matipó          |                   |
|         |                 | RD072                             | Rio Doce            |                   |
|         |                 | RD025, RD026, RD029, RD034, RD075 | Rio Piracicaba      |                   |
| 2       | 2 Piracicaba    | RD030                             | Rio do Peixe        |                   |
|         |                 | RD035                             | Rio Doce            |                   |
|         |                 | RD044, RD045                      | Rio Doce            |                   |
|         |                 | RD033                             | Rio Doce            |                   |
|         |                 | RD091                             | Córrego do Pião     |                   |
| 3       | 1 Piranga       | RD069                             | Rio Piranga         |                   |
|         |                 | RD027                             | Rio Santa Bárbara   |                   |
|         | 2 Piracicaba    | RD099                             | Rio Maquiné         |                   |
|         |                 | RD077, RD081                      | Rio Santo Antônio   |                   |
|         | 3 Santo Antônio | RD078                             | Rio Preto           |                   |
|         |                 | RD079                             | Rio do Peixe        |                   |
|         |                 | RD080                             | Rio do Tanque       |                   |
|         |                 | RD040                             | Rio Corrente Grande |                   |
|         | 4               | 4 Suaçuí                          | RD086               | Rio Suaçuí Grande |
|         |                 |                                   | RD087               | Rio Urupuca       |
| RD090   |                 |                                   | Ribeirão Traíras    |                   |
| 5       | 6 Manhuaçu      | RD065, RD098                      | Rio Manhuaçu        |                   |
|         |                 | RD097                             | Rio José Preto      |                   |
|         |                 | RD073                             | Rio do Sacramento   |                   |
| 4       | 2 Piracicaba    | RD031, RD032, RD074               | Rio Piracicaba      |                   |
|         |                 | RD076                             | Rio da Prata        |                   |
|         | 4 Suaçuí        | RD085                             | Rio Suaçuí Grande   |                   |
|         |                 | RD058                             | Rio Doce            |                   |
|         | 5 Caratinga     | RD092                             | Rio Preto           |                   |
|         |                 | RD093                             | Rio Caratinga       |                   |
| 5       | 6 Manhuaçu      | RD064, RD095                      | Rio Manhuaçu        |                   |
|         |                 | RD096                             | Rio São Mateus      |                   |
|         |                 | RD039                             | Rio Santo Antônio   |                   |
|         |                 | RD082                             | Rio Guanhões        |                   |
|         |                 | RD053, RD083                      | Rio Doce            |                   |
| 5       | 4 Suaçuí        | RD084                             | Rio Suaçuí Pequeno  |                   |
|         |                 | RD088                             | Rio Itambacuri      |                   |
|         |                 | RD049, RD089                      | Rio Suaçuí Grande   |                   |
|         |                 | RD094                             | Rio do Eme          |                   |
|         |                 | RD057                             | Rio Caratinga       |                   |
| 6       | 6 Manhuaçu      | RD059, RD067                      | Rio Doce            |                   |
|         |                 | RD056                             | Rio Caratinga       |                   |
| 6       | 5 Caratinga     | RD056                             | Rio Caratinga       |                   |

Como pode ser observado na Tabela 2.6, todas as estações agrupadas no Cluster 1 estão inseridas na UGRH1. Verifica-se que apenas os rios Piranga e Doce apresentaram mais de uma estação no mesmo cluster, fato que, conforme já mencionado, permite abdicar de algumas delas.

No rio Piranga, as estações RD001 e RD007 estão localizadas nas cidades de Piranga e Porto Firme, respectivamente, que, conforme dados da ANA (2017), possuem índice de 0,0% de coleta e tratamento de efluentes. Apesar da precariedade do saneamento básico, as estações não apresentaram tendência significativa para o IQA (RD001) e tendência inconclusiva com possibilidade de elevação (RD007). Sendo assim, ao analisar o conjunto das informações, não se recomenda a exclusão de uma delas, já que ambas se encontram susceptíveis às variações da qualidade da água em função do lançamento de efluentes domésticos sem tratamento. Já no rio Doce (RD019 e RD023), as estações não apresentaram tendência e estão localizadas na zona rural, o que implica em uma menor importância de manter ambas as estações. Entretanto, devido ao rompimento da barragem de rejeitos no município de Mariana, a manutenção de ambas as estações é de extrema importância, uma vez que elas fazem parte dos pontos de monitoramento da qualidade da água que são utilizados pelo IGAM para avaliar os impactos ocasionados pelo desastre (IGAM, 2017a).

No Cluster 2 tem-se mais de uma estação alocada nos rios Piranga, do Carmo, Piracicaba e Doce. Para as estações agrupadas no rio Piranga, a RD013 não apresentou tendência para o IQA, enquanto a estação RD068 não possuiu série histórica de dados suficiente para a análise. Apesar da semelhança entre os dados de qualidade da água, ambas as estações podem ser consideradas como prioritárias na rede de monitoramento, uma vez que elas se encontram muito distantes uma da outra, possuindo também estações que foram agrupadas nos clusters 1 e 3 entre elas. No rio Piracicaba apenas na RD075 não foi realizada análise de tendência, sendo que todas as demais não apresentaram tendência nos dados do IQA. Apesar da não tendência dos dados, as estações RD025, RD026, RD029, RD034 encontram-se dentro ou a jusante das cidades de Rio Piracicaba, João Monlevade, Nova Era e Coronel Fabriciano, respectivamente. Dentre as cidades, apenas Rio Piracicaba possui 17,2% dos seus efluentes coletados e tratados, enquanto Coronel Fabriciano, que possui o maior número de habitantes e gera uma carga de 5.775,0 kg DBO dia<sup>-1</sup>, esse valor é de 0,0% (ANA, 2017). Sendo assim, apesar de estarem todas alocadas no mesmo curso d'água, as estações devem ser mantidas na rede de monitoramento.

No rio Doce, duas das estações encontram-se instaladas a montante (RD044) e a jusante (RD045) da cidade de Governador Valadares, apresentando, para os valores de IQA, tendência inconclusiva com possibilidade de redução e não tendência, respectivamente. Apesar da cidade de Governador Valadares possuir um índice de coleta dos efluentes de 95,4%, a porcentagem de tratamento corresponde a 0,0% (ANA, 2017). Sendo assim, percebe-se que as duas estações foram instaladas com o intuito de verificar a influência do lançamento dos efluentes de Governador Valadares na qualidade da água do rio Doce. Entretanto, devido ao fato das duas

estações estarem agrupadas no mesmo cluster, pode-se concluir que o objetivo não está sendo atendido ou então que o impacto do lançamento dos efluentes do município no rio Doce não é significativo. Para ambas as hipóteses, tem-se que a estação RD045 possui prioridade sobre a RD044, uma vez que, por estar localizada a jusante, permite continuar avaliando o impacto do lançamento dos efluentes do município de Governador Valadares no rio Doce.

O Cluster 3 agrupou estações de todas as UGRHs, apresentando os melhores resultados de IQA entre os seis clusters obtidos (Figura 2.6) e mais de uma estação agrupada apenas nos rios Manhuaçu e Santo Antônio. No rio Manhuaçu, ambas as estações se encontram na zona rural, possuindo análise de tendência apenas para a RD065, que não apresentou tendência de elevação para o IQA. Já no rio Santo Antônio, as estações também se encontram na zona rural, entretanto, nenhuma delas possuíam dados suficientes para a realização das análises de tendência. Sendo assim, devido ao resultado não tendência da estação RD065 e a falta de mais informações sobre as demais, torna-se difícil inferir sobre essas estações.

O Cluster 4 possui estações das UGRHs 1, 2, 4, 5 e 6. Das estações alocadas no rio Piracicaba, apenas a RD074 não possui análise de tendência, enquanto a RD031 e a RD032 apresentaram tendência inconclusiva com possibilidade de redução e tendência de redução, respectivamente. Dentre as duas estações, a RD031 está mais próxima a cidade de Timóteo, na região metropolitana do Vale do Aço, considerado um importante polo da siderurgia no estado de Minas Gerais (ECOPLAN-LUME, 2010b). Sendo assim, a manutenção da RD031 na rede de monitoramento apresenta uma maior relevância do que a RD032, pois, juntamente com a RD034 permite avaliar a influência da região metropolitana do Vale do Aço na qualidade da água do rio Piracicaba. Já a RD074, além de estar distante das demais, deve ser mantida na rede como medida de monitoramento em áreas de cabeceira.

No rio Manhuaçu, a estação RD064 está localizada na cidade de Santana do Manhuaçu, apresentando tendência de redução para o IQA e tendência de elevação para as variáveis *Escherichia coli*, nitrato e sólidos totais, o que demonstra a importância do monitoramento da qualidade da água no local. Já a estação RD095 encontra-se a montante da RD064 e do lançamento dos efluentes da maioria dos municípios da região, dentre eles o município de Manhuaçu, que possui a maior população da UGRH6, com 79.574 habitantes (IBGE, 2010). Apesar do município possuir um índice de coleta dos efluentes domésticos de 95,0%, a porcentagem de tratamento corresponde a 0,0% (ANA, 2017). Sendo assim, a estação RD064 possui prioridade sobre a RD095, uma vez que ela consegue avaliar melhor o impacto do lançamento dos efluentes da região no rio Manhuaçu.

No Cluster 5 tem-se mais de uma estação alocada nos rios Suaçuí Grande e Doce. Dentre as duas estações alocadas no rio Suaçuí Grande, apenas a RD049 possuiu dados suficientes para a análise de tendência, apresentando resultado não significativo para o IQA. A RD049 encontra-se após as cidades de Frei Inocência e Mathias Lobato, ambas com índice de coleta e tratamento dos efluentes igual 0% (ANA, 2017). Já a estação RD089 está alocada na foz do rio Suaçuí Grande e não recebe mais a contribuição de efluentes domésticos após o monitoramento na RD049, recebendo apenas a contribuição de pequenos afluentes e do rio Itambacuri, que por sua vez já possui o monitoramento da qualidade da água realizado na estação RD088. Sendo assim, a estação RD049 possui prioridade sobre a RD089.

Para o rio Doce, apenas na estação RD083 não foi possível realizar a análise de tendência, já a RD053 apresentou tendência significativa de elevação, enquanto as estações RD059 e RD067 apresentaram resultado não significativo para o IQA. Além da tendência de elevação para o IQA, a RD053 apresentou tendência de redução para a *Escherichia coli* e fósforo total, variáveis essas consideradas críticas na UGRH4 (ECOPLAN-LUME, 2010a; IGAM, 2017b). Como pode ser observado na Figura 2.7, a estação RD053 está alocada entre a RD045 (Cluster 2) e a RD058 (Cluster 4), que, conforme discutido anteriormente, foi recomendada a manutenção das mesmas na rede de monitoramento. Sendo assim, ao analisar o conjunto das informações, pode-se concluir que as estações RD059 e RD067 devem ter uma maior prioridade na rede de monitoramento em relação à RD053.

Por fim, o Cluster 6 agrupou apenas a estação RD056, que apresentou os piores valores de IQA (Figura 2.6). A estação apresentou tendência significativa de redução para o IQA e oxigênio dissolvido, além de tendência significativa de elevação para o fósforo total e nitrato. Ao avaliar a localização da estação, ela se encontra no rio Caratinga, a jusante dos municípios de Santa Bárbara do Leste, Santa Rita de Minas e Caratinga, todos com um índice de coleta e tratamento dos efluentes igual a 0%. O município de Caratinga ainda caracteriza-se como o mais populoso da UGRH6, com aproximadamente 85.239 habitantes (IBGE, 2010) e um lançamento de 3.999,3 kg DBO dia<sup>-1</sup> (ANA, 2017).

Os resultados encontrados para a estação RD056 merece atenção dos órgãos gestores de recursos hídricos, de forma que ações de manejo possam ser realizadas para a recuperação da qualidade dessas águas. A instalação de novas estações de monitoramento na UGRH5 também pode ser realizada, uma vez que demais áreas da bacia também podem estar apresentando sinais de deterioração da qualidade das águas superficiais.

Na Figura 2.8 é apresentada a porcentagem de violação da classe de enquadramento conforme os limites estabelecidos pela legislação para as 64 estações de monitoramento avaliadas na parte mineira da bacia do rio Doce.

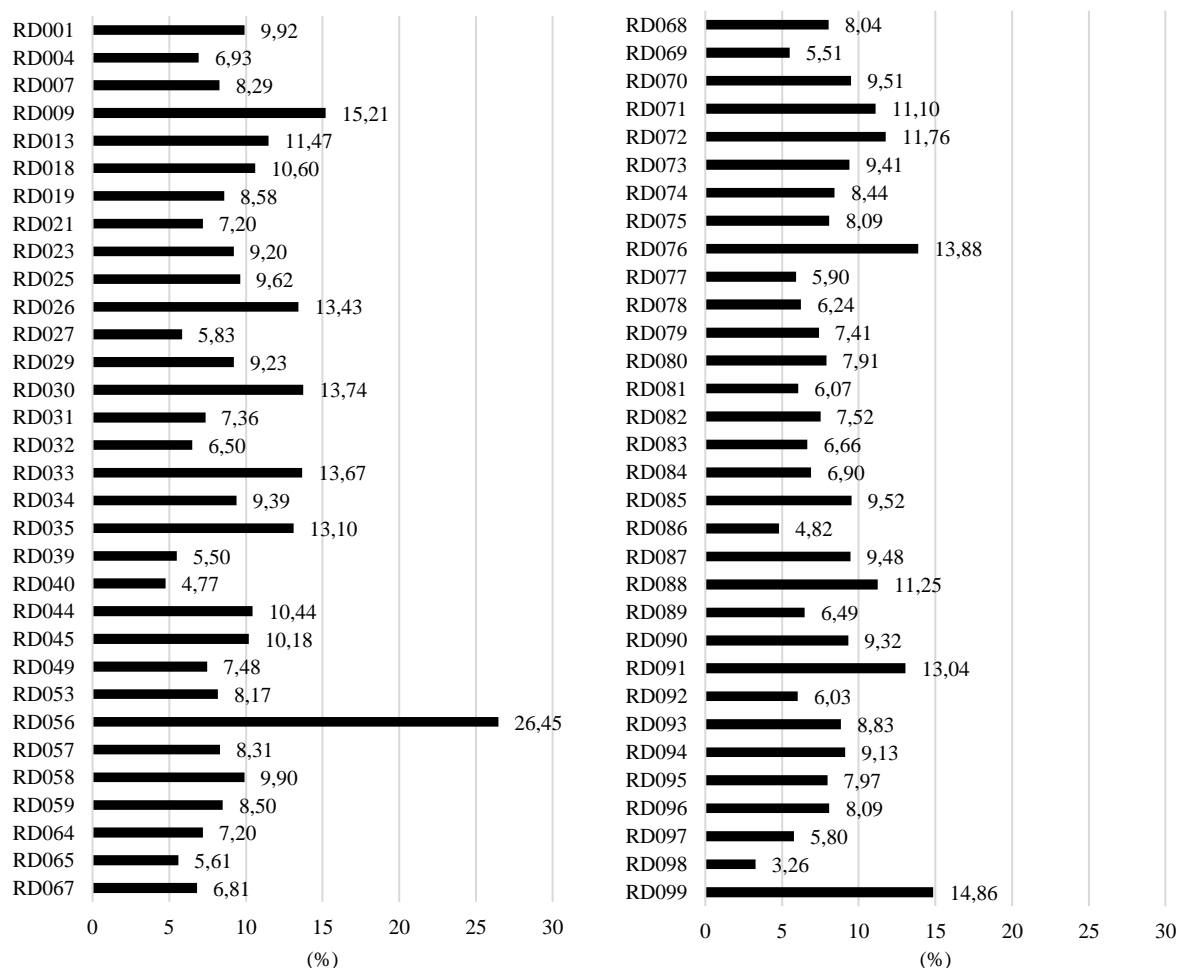


Figura 2.8. Porcentagem de violação das classes de enquadramento para as 64 estações de monitoramento conforme os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 e Deliberação Normativa COPAM/CERH n° 01/2008.

Como pode ser observado na Figura 2.8, a estação RD056 foi a que apresentou o maior índice de violação da classe de enquadramento para o conjunto de variáveis de qualidade da água analisadas, resultado que corrobora com a AC, onde a estação foi agrupada no cluster com os piores valores do IQA. Estações com alto índice de violação das variáveis podem ser consideradas como as mais relevantes na rede, pois indicam áreas de degradação e que necessitam de maior monitoramento. Já para as estações com os menores índices de violação, a maior parte delas encontram-se agrupadas no Cluster 3, que apresentou os melhores resultados para o IQA (Figura 2.6), corroborando assim com os resultados da AC.

## 2.4. CONCLUSÕES

Apesar da maior parte das estações não terem apresentado tendência nos dados, as médias dos valores de IQA não foram satisfatórias, sendo indicativo de que os níveis de concentração das variáveis que o compõe excedem os limites estabelecidos pela legislação.

Para as estações que apresentaram tendências de redução, a maior parte delas se encontram localizadas em áreas com alto adensamento populacional, demonstrando a forte influência das péssimas condições sanitárias dos municípios na qualidade da água da bacia.

A análise de diferentes variáveis de qualidade da água em conjunto com o IQA possibilitou uma melhor interpretação dos resultados e os resultados encontrados para o nitrato e para a *Escherichia coli* reforçam o impacto do lançamento de efluentes domésticos, bem como a poluição difusa oriunda de áreas agrícolas.

A AC permitiu agrupar as 64 estações com base na sua similaridade entre os valores do IQA. Tal resultados permitiu identificar as principais estações de monitoramento a serem mantidas na rede, subsidiando assim ações de gestão e planejamento para monitoramento da qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce.

Ficou constatado que a estação RD056 apresenta o maior grau de poluição, sendo prioritária a sua manutenção na rede de monitoramento, enquanto as estações RD044, RD032, RD095, RD89 e RD053 podem ser realocadas ou desativadas.

Os resultados do estudo demonstram o potencial de utilização das metodologias na caracterização temporal e espacial dos dados do monitoramento das estações, que pode vir subsidiar ações de planejamento e gestão em redes de monitoramento da qualidade da água em outras bacias hidrográficas.

## 2.5. REFERÊNCIAS

- AJORLO, M. et al. Multivariate statistical techniques for the assessment of seasonal variations in surface water quality of pasture ecosystems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 10, p. 8649–8658, 2013.
- ANA. **Cuidando das Águas - Soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**. 2. ed. Brasília: [s.n.].
- ANA. **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce - Rompimento da Barragem em Mariana/MG**. [s.l: s.n.]. v. 1
- ANA. **Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Brasília: [s.n.].

- ANA. **Base hidrográfica Ottocodificada da bacia do rio Doce 1:50.000/1.100.000.**  
Disponível em: <<http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso em: 7 jul. 2018.
- ANGHILERI, D.; PIANOSI, F.; SONCINI-SESSA, R. Trend detection in seasonal data: from hydrology to water resources. **Journal of Hydrology**, v. 511, p. 171–179, 16 abr. 2014.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 22. ed. [s.l: s.n.].
- BARAKAT, A. et al. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, n. 4, p. 284–292, 1 dez. 2016.
- BU, H. et al. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. **Ecological Indicators**, v. 41, p. 187–197, 1 jun. 2014.
- CALAZANS, G. M. et al. The use of multivariate statistical methods for optimization of the surface water quality network monitoring in the Paraopeba river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 8, p. 491, 28 ago. 2018a.
- CALAZANS, G. M. et al. Using multivariate techniques as a strategy to guide optimization projects for the surface water quality network monitoring in the Velhas river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 12, p. 726, 15 dez. 2018b.
- CBH-DOCE. **Deliberação Normativa CBH-Doce nº 51/2016**, 2016. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2016/12/Deliberação-051-Ad-Referendum-Aprova-Realocação-do-PAP.pdf>>
- CHEN, N. et al. Water, nitrate and atrazine transfer through the unsaturated zone of the Chalk aquifer in northern France. **Science of The Total Environment**, v. 652, p. 927–938, 20 fev. 2019.
- CHOWDHURY, S.; AL-ZAHRANI, M. Water quality change in dam reservoir and shallow aquifer: analysis on trend, seasonal variability and data reduction. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 10, p. 6127–6143, 29 out. 2014.
- CHRISTOFARO, C.; LEÃO, M. M. D. Caracterização temporal do arsênio nos cursos d’água da bacia hidrográfica do Rio das Velhas, MG, Brasil, ao longo de uma década (1998 - 2007). **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 3, p. 54–66, 21 dez. 2009.
- DA COSTA, E. P. et al. Evaluation of violations in water quality standards in the monitoring network of São Francisco River basin, the third largest in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 11, p. 590, 30 nov. 2017.

- DIAMANTINI, E. et al. Driver detection of water quality trends in three large European river basins. **Science of The Total Environment**, v. 612, p. 49–62, 15 jan. 2018.
- DOU, M.; ZHANG, Y.; LI, G. Temporal and spatial characteristics of the water pollutant concentration in Huaihe River Basin from 2003 to 2012, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 9, 2016.
- ECOPLAN-LUME. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce - Volume I**. [s.l: s.n.].
- ECOPLAN-LUME. **Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos - Piracicaba**. [s.l: s.n.].
- GAUTHIER, T. D. Detecting Trends Using Spearman's Rank Correlation Coefficient. 2001.
- HIRSCH, R. M.; SLACK, J. R.; SMITH, R. A. Techniques of trend analysis for monthly water-quality data. **Water Resources Research**, v. 18, n. 1, p. 107–121, 1982.
- IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/resultados.html>>.
- IGAM. **Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2016**. Belo Horizonte: [s.n.].
- IGAM. **Encarte especial sobre a qualidade das águas do rio Doce após 2 anos do rompimento de barragem de Fundão - 2015/2017**. Belo Horizonte: [s.n.]. Disponível em: <[http://sindsemamg.com.br/wp-content/uploads/2017/11/ENCARTE\\_QUALIDADE\\_DA\\_GUA\\_DO\\_RIO\\_DOCE\\_-\\_DOIS\\_ANOS\\_APOS\\_ROMPIMENTO\\_DE\\_BARRAGEM\\_DE\\_FUNDAO1-1.pdf](http://sindsemamg.com.br/wp-content/uploads/2017/11/ENCARTE_QUALIDADE_DA_GUA_DO_RIO_DOCE_-_DOIS_ANOS_APOS_ROMPIMENTO_DE_BARRAGEM_DE_FUNDAO1-1.pdf)>. Acesso em: 15 out. 2018a.
- IGAM. **Relatório de Monitoramento das Águas Superficiais nas Bacias Hidrográficas de Minas Gerais em 2016: Projeto: Sistema de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais - Águas de Minas**. Belo Horizonte: [s.n.].
- JUNG, K. Y. et al. Evaluation of water quality for the Nakdong River watershed using multivariate analysis. **Environmental Technology & Innovation**, v. 5, p. 67–82, 1 abr. 2016.
- KENDALL, M. G. **Rank Correlation Methods**. 4<sup>a</sup> ed. Londres: Charles Griffin, 1975.
- KISI, O.; AY, M. Comparison of Mann-Kendall and innovative trend method for water quality parameters of the Kizilirmak River, Turkey. **Journal of Hydrology**, v. 513, p. 362–375, 2014.
- KRUSKAL, W. H.; WALLIS, W. A. Use of ranks in one-criterion variance analysis. **Journal of the American Statistical Association**, v. 47, n. 260, p. 583–621, 1952.
- MANN, H. B. Nonparametric tests against trend. **Econometrica**, v. 13, n. 3, p. 245–259, 1945.

- MUANGTHONG, S.; SHRESTHA, S. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 9, p. 548, 2 set. 2015.
- OLIVEIRA, D. G. DE et al. Land use and its impacts on the water quality of the Cachoeirinha Invernada Watershed, Guarulhos (SP). **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 13, n. 1, p. 1, 12 jan. 2018.
- OLIVEIRA, S. C. et al. Qualidade das águas superficiais do Médio São Francisco após a implantação dos perímetros irrigados de Gorutuba/Lagoa Grande e Jaíba. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, n. 0, p. 711–721, 2017.
- POTT, C. A.; FOHRER, N. Best management practices to reduce nitrate pollution in a rural watershed in Germany. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 12, n. 6, p. 888, 23 nov. 2017.
- SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling and Software**, v. 22, n. 4, p. 464–475, 2007.
- SIMEONOV, V. et al. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, v. 37, n. 17, p. 4119–4124, 2003.
- SINGH, K. P. et al. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) - A case study. **Water Research**, v. 38, n. 18, p. 3980–3992, 2004.
- SORANDO, R. et al. Water resources and nitrate discharges in relation to agricultural land uses in an intensively irrigated watershed. **Science of The Total Environment**, v. 659, p. 1293–1306, 1 abr. 2019.
- SUN, C. C. et al. Trend of dissolved inorganic nitrogen at stations downstream from the Three-Gorges Dam of Yangtze River. **Environmental Pollution**, v. 180, p. 13–18, 1 set. 2013.
- TABARI, H.; MAROFI, S.; AHMADI, M. Long-term variations of water quality parameters in the Maroon River, Iran. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 177, n. 1–4, p. 273–287, 11 jun. 2011.
- TRINDADE, A. L. C. et al. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 13–24, 2017.
- VARGAS, R. R. et al. Assessment of the water quality and trophic state of the Ribeirão Guaraçau Watershed, Guarulhos (SP): a comparative analysis between rural and urban areas. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 13, n.

2, p. 1, 29 mar. 2018.

YENILMEZ, F.; KESKIN, F.; AKSOY, A. Water quality trend analysis in Eymir Lake, Ankara.

**Physics and Chemistry of the Earth**, v. 36, n. 5–6, p. 135–140, 2011.

YUE, S.; PILON, P.; CAVADIAS, G. Power of the Mann–Kendall and Spearman’s rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series. **Journal of Hydrology**, v. 259, n. 1–4, p. 254–271, 1 mar. 2002.

ZEINALZADEH, K.; REZAEI, E. Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 13, n. June, p. 1–10, 2017.

ZHAI, X.; XIA, J.; ZHANG, Y. Water quality variation in the highly disturbed Huai River Basin, China from 1994 to 2005 by multi-statistical analyses. **Science of The Total Environment**, v. 496, p. 594–606, 15 out. 2014.

ZHANG, X. et al. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and Kowloon, Hong Kong. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 173, n. 1–4, p. 17–27, 2011.

## CAPÍTULO 3:

### **Proposta metodológica para alocação de estações de monitoramento da qualidade da água utilizando análise estratégica de decisão**

**RESUMO:** Com o objetivo de preencher uma lacuna no monitoramento da qualidade da água no Brasil, o objetivo do presente estudo foi propor uma metodologia para subsidiar a alocação de estações de monitoramento da qualidade da água em bacias hidrográficas. Para atingir este objetivo, oito critérios foram selecionados e ponderados conforme o seu grau de importância, utilizando para tal a opinião de especialistas da área de gestão de recursos hídricos. Tais critérios em sua ordem de importância foram: total da carga orgânica lançada, proximidade de pontos de lançamento de efluentes, volume de captação total outorgado, proximidade a estações de monitoramento já existentes, proximidade de rodovias e estradas vicinais, finalidade das outorgas de captação, vazão mínima de referência específica e proximidade de estações fluviométricas. Na sequência, uma estrutura de suporte à decisão foi elaborada para que a metodologia pudesse ser utilizada na alocação de estações de monitoramento da qualidade da água por pesquisadores e órgãos gestores de recursos hídricos, a ser executada totalmente em ambiente de sistema de informações geográficas. Para demonstrar as potencialidades da metodologia proposta, que pode ser utilizada em locais que possuem ou não redes de monitoramento já instaladas, a mesma foi aplicada na parte mineira da bacia do rio Doce. Como a área já possui uma rede de monitoramento com 65 estações em operação sob responsabilidade do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), foi proposta uma expansão da rede e também realizada a simulação de um cenário considerando que a área de estudo não possuía uma rede já instalada. Os resultados das análises consistiram em mapas de adequabilidade, com indicação dos locais com maior e menor adequabilidade para a instalação das estações. Com a aplicação da metodologia, sete novos locais foram propostos a fim de que a área de estudo possuísse a densidade recomendada pela Agência Nacional de Águas (ANA), sendo constatado que a Unidade de Gestão de Recursos Hídricos do rio Caratinga (UGRH5 Caratinga) possui a maior deficiência de estações dentre as seis unidades avaliadas na parte mineira da bacia do rio Doce. Na simulação do cenário considerando a não existência de rede, o mapa de adequabilidade obtido foi comparado com a atual rede de monitoramento e foi possível classificar as estações conforme a finalidade para qual foram instaladas, tais como: monitorar ambientes sob impacto de atividades antrópicas ou estabelecer padrões de referência para os corpos hídricos. No geral, a metodologia proposta se mostrou robusta e, embora os resultados

tenham sido específicos para uma bacia hidrográfica, os critérios e a estrutura de suporte à decisão utilizados são totalmente aplicáveis a outras áreas de estudo.

**Palavras-chave:** Análise multicritério; Monitoramento ambiental; Poluição hídrica.

### 3.1. INTRODUÇÃO

A expansão agrícola e o acelerado crescimento populacional e industrial atrelados ao uso dos recursos hídricos tem como consequência a geração de uma quantidade elevada de efluentes que, na maioria das vezes, são lançados nos corpos hídricos sem um tratamento prévio e em quantidades superiores ao seu potencial de autodepuração (AJORLO et al., 2013; BARAKAT et al., 2016; DUPAS et al., 2015; MUANGTHONG; SHRESTHA, 2015). Como resultado, a qualidade da água tende a diminuir e, por vezes, atingir níveis inferiores aos padrões estipulados pela legislação ambiental, podendo provocar sérios danos ao ecossistema e comprometer a saúde de seus usuários (SPERLING, 2014).

Diante disso, a poluição dos corpos hídricos tornou-se um problema global e o seu controle é um dos grandes desafios da gestão dos recursos hídricos. Especialmente no Brasil, a necessidade de diagnosticar os fatores que afetam a qualidade da água e de prever os impactos futuros decorrentes das atividades antrópicas está se tornando cada vez mais urgente. Diversos estudos sobre a qualidade das águas em bacias hidrográficas brasileiras vêm constatando o aumento da poluição e apontando o lançamento de efluentes domésticos sem o adequado tratamento como a principal fonte poluidora (AVILA et al., 2016; CALAZANS et al., 2018a, 2018b; DA COSTA et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2018, 2017; PESSOA et al., 2018; SOUZA; GASTALDINI, 2014; VARGAS et al., 2018). Tal fato é reflexo da crítica situação de atendimento da população brasileira em relação ao esgotamento sanitário, onde o déficit de coleta e tratamento de efluentes nas cidades brasileiras tem resultado em uma parcela significativa de carga poluidora chegando aos corpos d'água, causando implicações negativas aos usos múltiplos dos recursos hídricos (ANA, 2017).

Levando em conta que o impacto do lançamento de efluentes nos corpos hídricos é avaliado em função da alteração das variáveis de qualidade de água, o monitoramento qualitativo é o primeiro passo para a elaboração de uma base de dados confiável e adequada para fins de planejamento e gestão dos recursos hídricos (SHRESTHA; KAZAMA, 2007; SIMEONOV et al., 2003). Diante disso, questões relacionadas ao projeto de redes de monitoramento e melhorias das metodologias utilizadas têm sido objeto de estudo de diversos

pesquisadores (CHANG; LIN, 2014; CHILUNDO; KELDERMAN; O'KEEFFE, 2008; KARAMOUZ et al., 2009a, 2009b; MEMARZADEH; MAHJOURI; KERACHIAN, 2013; OUYANG, 2005; PARK et al., 2006; POURSHAHABI et al., 2018; TELCI et al., 2009).

No Brasil, as redes de monitoramento já instaladas vêm possibilitando o acompanhamento das alterações das características físicas, químicas e biológicas da água decorrente de atividades antrópicas e de fenômenos naturais, subsidiando instrumentos de controle da poluição ambiental, bem como a formulação de políticas ambientais (ANA, 2013a). Apesar da crescente importância das redes de monitoramento da qualidade da água, muitos órgãos gestores de recursos hídricos no Brasil ainda dependem de conhecimentos vivenciais e julgamentos subjetivos para determinar a localização das estações de monitoramento, o que pode estar acarretando no desperdício de recursos humanos, financeiros e logísticos. Idealmente, os programas de monitoramento devem aderir a metodologias já aceitas e padronizadas, quando aplicáveis (STROBL; ROBILLARD, 2008).

Em 2010, a Agência Nacional de Águas (ANA) lançou no Brasil o Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA), que visa prover o País de um sistema de monitoramento integrado, com procedimentos de coleta e análise padronizados em todas as unidades da federação, permitindo um acompanhamento da evolução da qualidade da água em todo território nacional de forma sistemática (ANA, 2012).

Como componente principal do PNQA, tem-se a Rede Nacional de Monitoramento de Qualidade de Água (RNQA), que possui como um de seus objetivos a alocação das estações de monitoramento da qualidade da água com base em metas de densidade de estações por região (ANA, 2013b). Entretanto, a metodologia proposta pelo programa para alocação das estações leva em consideração apenas a disponibilidade hídrica da região e a vazão requerida para diluir os efluentes lançados nos corpos hídricos (AVILA et al., 2016), sem levar em conta diversos outros critérios relevantes na alocação de estações de monitoramento. Sendo assim, apesar dos esforços que vem sendo realizados pelo PNQA, ainda existe uma carência de metodologias aplicadas às condições brasileiras que subsidiem o planejamento e a gestão qualitativa dos recursos hídricos, de forma a fornecer aos órgãos gestores de recursos hídricos ferramentas que possam orientá-los nos processos de tomada de decisão.

Com base no exposto, o objetivo do presente estudo foi propor uma metodologia para subsidiar a alocação de estações de monitoramento de qualidade da água utilizando análise estratégica de decisão, desenvolvida em função de critérios relevantes ao monitoramento da qualidade da água e aplicável especialmente às bacias hidrográficas brasileiras. A metodologia proposta foi aplicada na parte mineira da bacia hidrográfica do rio Doce em decorrência da sua

grande importância no contexto nacional, bem como da escassez de estudos relacionados à mesma. Como a bacia já possui uma rede de monitoramento instalada, foram identificados locais com potencial para instalação de novas estações e realizada a simulação de um cenário onde foi considerada a inexistência da atual rede de monitoramento.

## **3.2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **3.2.1. Estrutura da proposta metodológica**

A presente proposta metodológica para a alocação de estações de monitoramento da qualidade da água consiste em um método MCDA (Multi-Criteria Decision Analysis – Análise de Decisão Multicritério), que possui como objetivo classificar uma série de alternativas levando em conta critérios múltiplos em um mesmo sistema de decisão (WALKER et al., 2015). No campo do planejamento e gestão de recursos hídricos, diversos trabalhos são encontrados utilizando MCDA (CALIZAYA et al., 2010; KUANG; KILGOUR; HIPEL, 2015; MONTAZAR; GHEIDARI; SNYDER, 2013; WENG; HUANG; LI, 2010).

A proposta metodológica foi elaborada de forma que pudesse ser implementada em ambiente GIS (Geographic Information System – Sistema de Informação Geográfica), de modo a facilitar a manipulação e análise de dados espaciais, dada a possibilidade de combinar e avaliar simultaneamente os critérios e seus fatores dentro de conjunto de regras de decisão e avaliação (SÁNCHEZ-LOZANO et al., 2013). A reprodutibilidade das análises também pode ser garantida no decorrer do tempo, uma vez que quando se trabalha em plataforma GIS o banco de dados pode ser atualizado frequentemente. Na literatura mais recente, diversos trabalhos são encontrados integrando GIS com métodos MCDA (AIRES et al., 2018; FRAGA et al., 2018; KABAK et al., 2018; KARLSSON et al., 2017; LORENTZ et al., 2016; NEJI; TURKI, 2015; OWUSU et al., 2017; TANG et al., 2018; VILLACRESES et al., 2017).

A metodologia foi estruturada para ser aplicada em locais que possuem ou não rede de monitoramento da qualidade da água instalada, sendo que a diferença entre as duas análises consiste apenas na ponderação de um dos critérios utilizados. O fluxograma da proposta metodológica é apresentado na Figura 3.1. Nos tópicos a seguir é feito um detalhamento das etapas principais para a aplicação da metodologia.

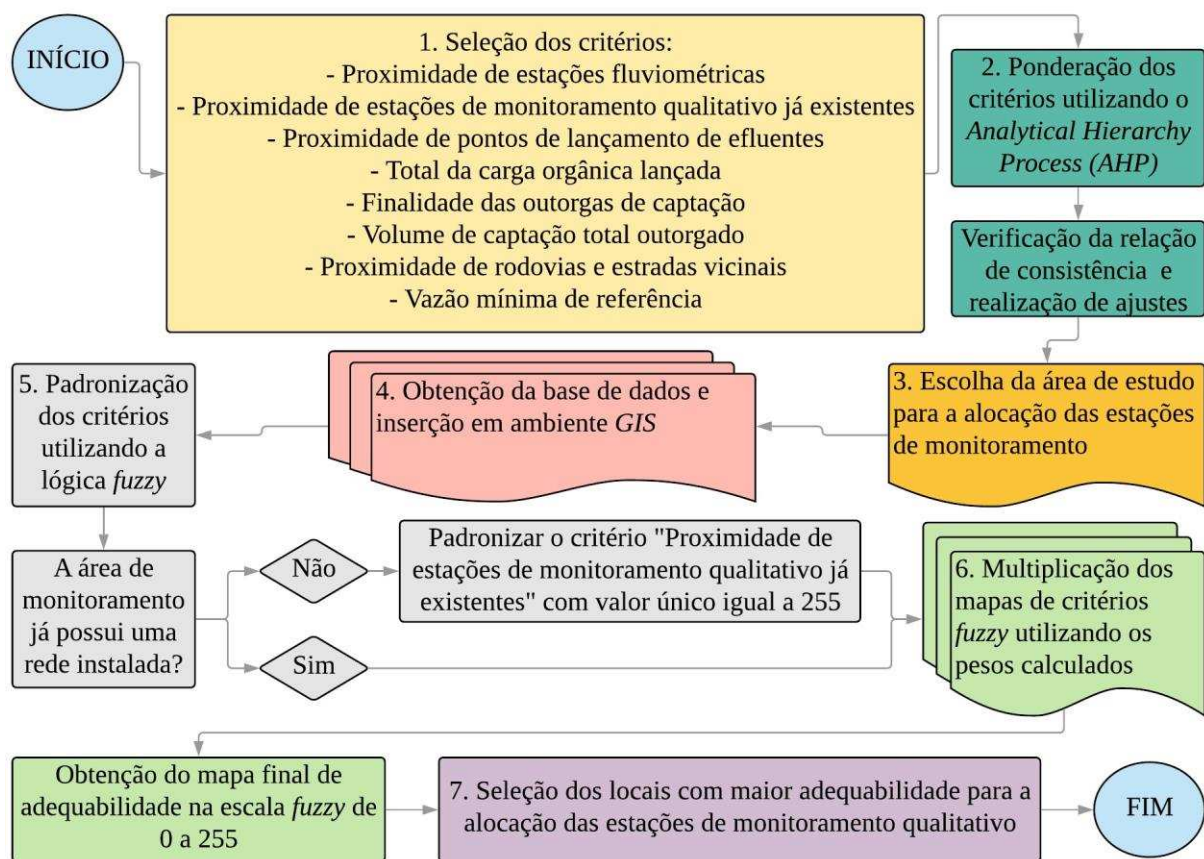


Figura 3.1. Fluxograma da proposta metodológica para alocação de redes de monitoramento da qualidade da água em bacias hidrográficas.

### 3.2.2. Definição dos critérios adotados

Definir o local de implantação de estações de monitoramento da qualidade da água requer, primeiramente, a definição dos objetivos a serem alcançados com a rede, pois só assim o monitoramento irá produzir informações relevantes sobre a área em estudo (PARK et al., 2006; TELCI et al., 2009) e, conseqüentemente, apoiar ações de planejamento e gestão dos recursos hídricos. No Brasil, a maior parte da rede de monitoramento ainda opera na caracterização do estado geral da qualidade da água, possuindo poucas redes que funcionam com um objetivo específico.

Em uma busca na literatura, foi constatado que os objetivos padrões para determinar o projeto da rede podem ser resumidos em: a) detectar e compreender as variações espaciais e temporais da qualidade da água; b) identificar fontes de poluição que afetam a qualidade da água; c) detectar violações nos padrões de qualidade da água estabelecidos pela legislação; e d) avaliar a efetividade das ações de recuperação da qualidade da água (ANA, 2013b; IGAM, 2017; KHALIL; OUARDA, 2009; STROBL; ROBILLARD, 2008; TELCI et al., 2009).

No PNQA, a ANA define alguns critérios para o local de instalação das estações de monitoramento: a) pontos estratégicos: localizado em região de fronteira, divisa estadual ou em grandes empreendimentos; b) pontos de impacto: localizado em ambiente sob impacto de atividades antrópicas potencialmente poluidoras; e c) pontos de referência; localizado em ambiente com baixo impacto por atividades antrópicas, tendo por objetivo estabelecer padrões de referência para o corpo hídrico em análise (ANA, 2013b).

Sendo assim, a escolha dos critérios utilizados na metodologia levou em conta os objetivos padrões encontrados na literatura e as recomendações obtidas no PNQA para a instalação de redes de monitoramento da qualidade da água (ANA, 2013b), o que resultou na seleção de oito critérios julgados de alta importância (Tabela 3.1).

Tabela 3.1. Critérios selecionados para a metodologia de alocação de estações de monitoramento qualitativo e suas respectivas considerações

| <b>Critérios e considerações</b> |  |
|----------------------------------|--|
| •                                | <p><b>Proximidade de estações fluviométricas:</b><br/>Esse critério objetiva aproximar o monitoramento qualitativo do monitoramento quantitativo, ou seja, associar os valores da qualidade da água aos valores de vazão. Sendo assim, deve ser considerado que quanto mais próximo das estações fluviométricas, maior é a adequabilidade do local para a instalação de uma estação de monitoramento qualitativo.</p>  |
| •                                | <p><b>Proximidade de estações de monitoramento qualitativo já existentes:</b><br/>A proximidade de estações de monitoramento de qualidade da água já existentes pode ser entendida como um fator negativo, uma vez que locais sem monitoramento devem ser priorizados. Sendo assim, deve ser considerado que, quanto mais distante de uma estações de monitoramento de qualidade da água já existente, maior deve ser a adequabilidade do local para a instalação de uma nova estação.</p>   |
| •                                | <p><b>Proximidade de pontos de lançamento de efluentes:</b><br/>Esse critério representa um dos principais impactos que as atividades humanas exercem sobre a qualidade das águas, como, por exemplo, o lançamento de esgotos domésticos nos corpos hídricos que, conforme encontrado na literatura, representa a principal fonte de poluição em bacias hidrográficas brasileiras. Sendo assim, é considerado que quanto mais próximo dos pontos de lançamento de efluentes, maior deve ser a adequabilidade do local para a instalação de uma estação de monitoramento.</p> |
| •                                | <p><b>Total da carga orgânica lançada:</b><br/>Visando enfatizar a importância do lançamento de efluentes nos corpos hídricos, o total da carga orgânica lançada também deve ser levado em conta, uma vez que quanto maior é esse valor, maior é a vazão necessária para diluição do efluente. Sendo assim, considera-se que, quanto maior a carga orgânica lançada, maior é a necessidade de instalação de uma estação de monitoramento no entorno.</p>   |
| •                                | <p><b>Finalidade das outorgas de captação:</b><br/>Esse critério considera que o local de instalação de um ponto de monitoramento de qualidade da água deve ser influenciado pelas finalidades das outorgas da bacia em análise, de forma que os usos preponderantes possam ter um peso maior e, conseqüentemente, prioridades como locais para a instalação de estações de monitoramento.</p>   |
| •                                | <p><b>Volume de captação total outorgado:</b><br/>Visando considerar também a questão quantitativa das outorgas de captação, considera-se que, quanto maior o volume total outorgado, com conseqüente redução da capacidade de autodepuração dos corpos hídricos, maior é a necessidade de instalação de uma estação de monitoramento no entorno. Tal critério tem alta relevância na identificação de áreas em que as outorgas de irrigação são majoritárias, uma vez que na maioria dos casos elas correspondem aos maiores volumes outorgados.</p>                        |

- Proximidade de rodovias e estradas vicinais:  
Esse critério visa facilitar o acesso aos pontos de monitoramento, uma vez que a questão logística deve ser levada em conta (STROBL; ROBILLARD, 2008). Sendo assim, é considerado que quanto mais próximo das rodovias e estradas vicinais, maior deve ser a adequabilidade do local para a instalação de uma estação de monitoramento.
- Vazão mínima de referência:  
Esse critério considera a produção hídrica da área em estudo, levando em conta que maiores vazões conseguem diluir maiores volumes de efluentes. É desejável que a vazão utilizada no cálculo da disponibilidade hídrica corresponda a um valor de vazão mínima de referência (AVILA et al., 2016). Sendo assim, é considerado que, quanto maior o valor da vazão mínima de referência, menor é a necessidade de instalação de uma estação na área, uma vez que vazões maiores conseguem diluir uma quantidade maior de efluentes, diminuindo os riscos da qualidade da água atingir níveis inferiores aos padrões estipulados pela legislação ambiental.

### 3.2.3. Ponderação dos critérios utilizados

Considerando que os critérios selecionados contribuem com pesos diferentes no processo de decisão dos locais de implantação das estações de monitoramento, foi necessário realizar uma ponderação de acordo com a importância de cada um na análise. Sendo assim, o peso de cada critério foi estimado através do método AHP (Analytical Hierarchy Process – Processo de Hierarquização Analítica), desenvolvido por Thomas Saaty (SAATY, 1990).

A AHP é um método MCDA baseado em uma comparação emparelhada usada para definir a prioridade relativa dos critérios analisados (SHAHSAVARI; KHAMEHCHI, 2018). Em outras palavras, esta técnica baseia-se numa matriz quadrada “n x n”, onde as linhas e as colunas correspondem aos “n” critérios analisados. Assim, o valor “ $a_{ij}$ ” representa a importância relativa do critério da linha “i” em relação ao critério da coluna “j”. Como essa matriz é recíproca, apenas a metade triangular inferior necessita ser preenchida, já que a outra metade deriva dessa e a diagonal principal assume valores iguais a 1 (ZAMBON et al., 2005).

Para facilitar a análise, os critérios foram primeiramente ordenados conforme o seu grau de importância e posteriormente comparados par a par utilizando a escala Saaty, conforme valores apresentados na Tabela 3.2 (KARLSSON et al., 2017; SAATY, 2008).

Tabela 3.2. Escala Saaty de grau de importância

| 1/9                              | 1/7      | 1/5   | 1/3   | 1       | 3     | 5     | 7        | 9                               |
|----------------------------------|----------|-------|-------|---------|-------|-------|----------|---------------------------------|
| Extremamente<br>menos importante | Bastante | Muito | Pouco | ←Igual→ | Pouco | Muito | Bastante | Extremamente<br>mais importante |

Para atribuir o grau de importância de cada critério, 10 especialistas da área de gestão e planejamento dos recursos hídricos foram convidados a responder um questionário de ponderação. Conforme Behmel et al. (2016), tomadas de decisão sempre requerem consultas a especialistas no assunto, sendo essa etapa crucial. Também foi constatado que uma grande

amostra de especialistas não é obrigatória para a aplicação do método AHP (ALWAER; CLEMENTS-CROOME, 2010; KARLSSON et al., 2017; MONTAZAR; GHEIDARI; SNYDER, 2013), uma vez que o oposto disso pode resultar em um alto grau de inconsistência devido a possibilidade de respostas arbitrárias entre os entrevistados (CHENG; LI, 2002).

Primeiramente a consulta foi feita com cinco especialistas do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), órgão gestor dos recursos hídricos em Minas Gerais, sendo que todos eles trabalham diretamente no “Projeto Águas de Minas”, projeto esse que monitora a qualidade das águas superficiais do estado de Minas Gerais desde 1997. Posteriormente foram consultados cinco especialistas em qualidade da água atuantes no meio acadêmico, todos professores com título de doutor e oriundos de diferentes universidades no Brasil.

Os questionários foram enviados por e-mail e os especialistas receberam duas semanas para responde-lo antes que um lembrete gentil fosse feito. No questionário foi solicitado que os especialistas ordenassem os critérios do mais importante ao menos importante e, posteriormente, realizasse a comparação por pares utilizando a escala Saaty de grau de importância, conforme apresentado na Tabela 3.2. Dos dez questionários enviados, todos retornaram devidamente preenchidos.

Depois de considerar as preferências e julgamentos dos especialistas, a matriz de comparação foi construída utilizando o módulo WEIGHT do software IDRISI Selva. Posteriormente, foi verificada a consistência das decisões tomadas através do cálculo do CR (Consistency Ratio – Relação de Consistência). Valores de  $CR \leq 0,1$  indicam um nível bom de consistência. Já um valor de  $CR > 0,1$  indica que os valores de comparação devem ser revisados, uma vez que os julgamentos são considerados inconsistentes (SAATY, 1990).

#### **4.2.4. Área de estudo**

A presente proposta metodológica foi aplicada na bacia hidrográfica do rio Doce, na parte inserida no estado de Minas Gerais, que corresponde a aproximadamente 87% da área total de 82.427 km<sup>2</sup> (ANA, 2018a). No estado de Minas Gerais, a bacia do rio Doce é subdividida em seis Unidades de Gestão de Recursos Hídricos (UGRHs), que correspondem a: UGRH1 Piranga, UGRH2 Piracicaba, UGRH3 Santo Antônio, UGRH4 Suaçuí, UGRH5 Caratinga e UGRH6 Manhuaçu (CBH-DOCE, 2016a).

Na parte mineira da bacia do rio Doce o monitoramento da qualidade da água começou a ser realizado no ano de 1997 por meio do Projeto “Águas de Minas”, sob atual responsabilidade do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), órgão gestor de recursos hídricos do Estado

de Minas Gerais. Na rede de monitoramento atual, a parte mineira da bacia do rio Doce contém 65 estações em operação, onde são realizadas quatro campanhas anuais com frequência trimestral para as estações de monitoramento situadas fora da calha do rio Doce e 12 campanhas anuais com frequência mensal para aquelas situadas na calha do rio Doce (IGAM, 2016). Na Figura 3.2 é possível observar a distribuição espacial das 65 estações de monitoramento do IGAM, bem como a divisão da bacia por UGRH.

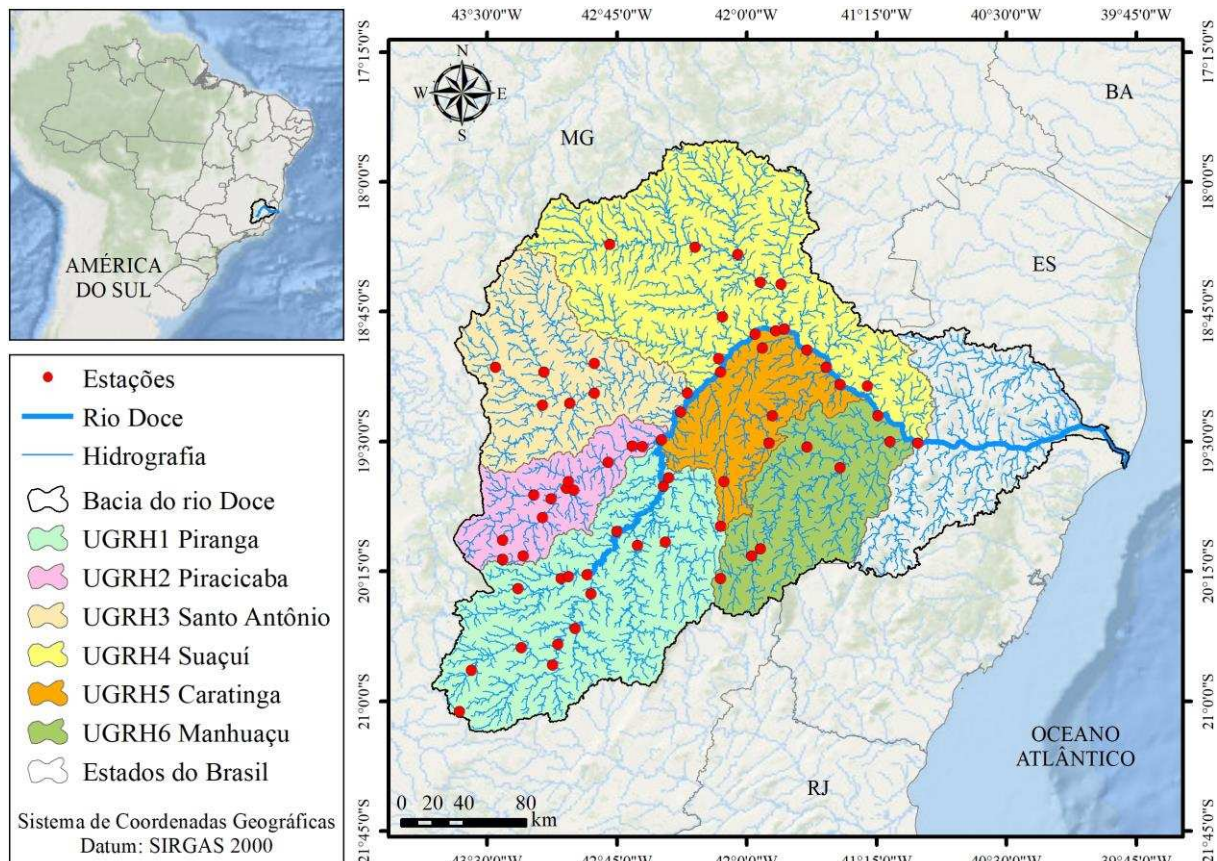


Figura 3.2. Distribuição espacial das estações de monitoramento de qualidade de água do IGAM na parte mineira da bacia hidrográfica do rio Doce.

A bacia compreende 228 municípios, cujos territórios estão totalmente ou parcialmente nela inseridos, sendo 200 mineiros e 28 capixabas (CBH-DOCE, 2016b). São 209 sedes municipais localizadas no território da bacia, com uma população residente de aproximadamente 3,6 milhões de habitantes (IBGE, 2010). No contexto da qualidade da água, esses valores trazem consequências negativas em decorrência da precariedade do tratamento dos esgotos domésticos, um dos principais problemas verificados na bacia. O impacto negativo do lançamento de efluentes sobre a qualidade das águas é observado em alguns trechos de rios da bacia, notadamente nos afluentes. Na calha principal do rio Doce, esse impacto é minimizado pelo aumento da vazão disponível (ANA, 2016).

A bacia do rio Doce desempenha um importante papel econômico para a região sudeste do Brasil. Além de abrigar o maior complexo de minério de ferro da América Latina, também destacam-se como atividades econômicas na bacia: a agropecuária (reflorestamento, lavouras tradicionais, cultura de café, cana-de-açúcar, criação de gado, suinocultura); a agroindústria (sucroalcooleira); a mineração (ouro, bauxita, pedras preciosas, etc); a indústria (celulose e laticínios); o comércio e serviços de apoio dos complexos industriais; e a geração de energia elétrica (ECOPLAN-LUME, 2010). Assim como o lançamento de efluentes, essas atividades resultam em inúmeros impactos ambientais ao longo do rio Doce, incluindo desmatamento, erosão, assoreamento e poluição dos rios e solo (OLIVEIRA; QUARESMA, 2017).

### 3.2.5. Obtenção da base de dados e inserção dos critérios em ambiente GIS

Na Tabela 3.3 pode ser observada a fonte dos dados utilizados, que levou em consideração a área de estudo e os critérios escolhidos para implementação da metodologia.

Tabela 3.3. Base de dados utilizadas no estudo

| <b>Base de dados</b>                                 | <b>Fonte</b>           |
|--|------------------------|
| Hidrografia e ottobacias                             | ANA (2018a)            |
| Finalidade das outorgas                              | IGAM (2018a)           |
| Volume total outorgado                               | IGAM (2018a)           |
| Inventário dos pontos de lançamento de efluentes     | ANA (2017)             |
| Total da carga orgânica lançada                      | ANA (2017)             |
| Inventário das estações de monitoramento qualitativo | IGAM (2018b)           |
| Vazão mínima de referência                           | Elesbon et al. (2014a) |
| Inventário das estações fluviométricas               | ANA (2018b)            |
| Rodovias e estradas vicinais                         | MMA (2018)             |

Os dados de finalidade e volume outorgados foram obtidos através das outorgas de captação de água deferidas pelo IGAM até o ano de 2018. A vazão mínima utilizada por Elesbon et al. (2014a) foi a  $Q_{7,10}$ , por ser esta a vazão de referência adotada no estado de Minas Gerais para fins de outorga. Para os pontos de lançamento de efluentes e total da carga orgânica lançada foram considerados os dados previstos no estudo “Atlas Esgoto: Despoluição de Bacias Hidrográficas” da ANA, referente apenas à carga doméstica, uma vez que a parte mineira da bacia do rio Doce ainda não possui sistema para cadastro de outorga de lançamento de efluentes.

Todos os dados obtidos foram transformados em layers de informação em ambiente GIS utilizando o software ArcGIS 10.5/ArcMap®, o que originou uma base de dados para a proposta de alocação de estações de monitoramento da qualidade da água. Entretanto, a análise

multicritério foi realizada no software IDRISI Selva® 17, uma vez que o mesmo possui uma ampla gama de recursos essenciais para a execução da proposta metodológica.

### 3.2.6. Padronização dos critérios utilizados

Na presente proposta metodológica o conceito fuzzy (ZADEH, 1965) foi utilizado para dar aos critérios um valor padronizado e representativo do grau de adequabilidade dos locais para a alocação das estações de monitoramento. Sendo assim, os dados originais dos critérios foram padronizados em uma escala contínua, variando de 0, menos adequado, até 255, mais adequado, resultando em mapas individuais de adequabilidade para a alocação das estações.

Na lógica fuzzy, a padronização deve levar em conta as diferenças apresentadas entre os critérios (ROMANO et al., 2015), sendo necessária a construção de uma regra de decisão executada por meio das funções de pertinência ao conjunto fuzzy. Sendo assim, para os critérios contínuos (distâncias, por exemplo), o conceito fuzzy foi aplicado através da função Sigmoidal. Já para os critérios qualitativos (total da carga orgânica doméstica lançada, por exemplo) ou aqueles que envolviam escalas nominais (finalidade das outorgas, por exemplo), os valores foram atribuídos manualmente, sendo também adotada a mesma escala de 0 a 255.

Para a padronização dos critérios contínuos, foi elaborado uma regra de decisão executada por meio da rotina FUZZY do software IDRISI Selva. Para tal, optou-se por classificar como critérios contínuos todos aqueles que envolviam o fator distância. A Figura 3.3 mostra as funções de adequabilidade utilizadas na proposta metodológica.

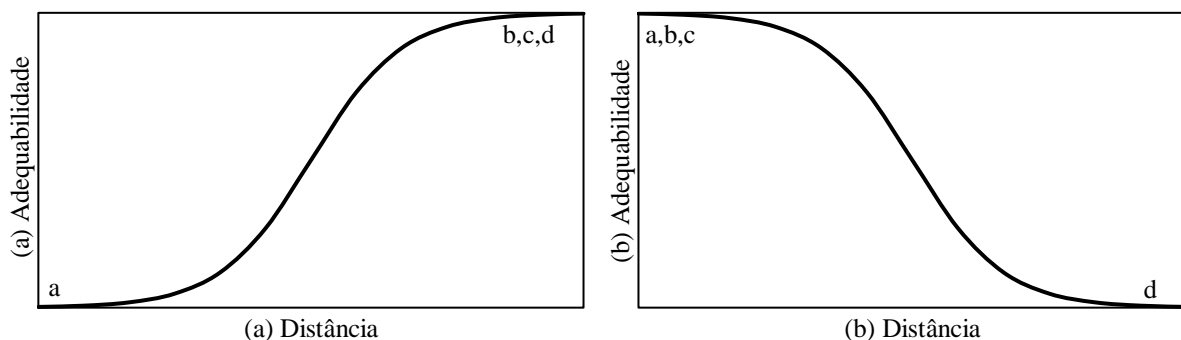


Figura 3.3. Função sigmoidal crescente (a) e sigmoidal decrescente (b) utilizadas na proposta metodológica para padronização dos critérios contínuos.

Para a função sigmoidal crescente considera-se que a adequabilidade diminui quanto mais próximo estiver de "a". Já para a função sigmoidal decrescente considera-se que a

adequabilidade aumenta quanto mais próximo estiver de "a". Na Tabela 3.4 são disponibilizados os limites utilizados nas funções de adequação para cada critério analisado.

Tabela 3.4. Limites das funções de adequabilidade para cada critério analisado

| Função                | Critérios  | Limites (m) |       |       |      |
|-----------------------|--|-------------|-------|-------|------|
|                       |  | a           | b     | c     | d    |
| Sigmoidal crescente   | Proximidade de estações de monitoramento qualitativo já existentes | 7.000       | Máx.  | Máx.  | Máx. |
| Sigmoidal decrescente | Proximidade de pontos de lançamento de efluentes                   | 3.000       | 3.000 | 3.000 | Máx. |
|                       | Proximidade de estações fluviométricas                             | 5.000       | 5.000 | 5.000 | Máx. |
|                       | Proximidade de rodovias e estradas vicinais                        | 7.000       | 7.000 | 7.000 | Máx. |

Na padronização dos critérios qualitativos ou que envolviam escalas nominais, a padronização foi realizada utilizando o arquivo vetorial das ottobacias do rio Doce (ANA, 2018a), que representa a menor unidade de área da bacia, conforme a classificação de bacias hidrográficas desenvolvida pelo engenheiro Otto Pfafstetter. Sendo assim, primeiramente foi aplicado um tipo de estatística em cada um dos oito critérios utilizados, o que resultou em mapas com valores discretizados por ottobacia para cada um deles. A estatística aplicada em cada critério pode ser observada na Tabela 3.5.

Tabela 3.5. Estatísticas utilizadas em cada critério qualitativo ou que envolva escala nominal para a obtenção de mapas com valores discretizados por ottobacias

| Critérios                                 | Estatística aplicada |
|---|----------------------|
| Total da carga orgânica lançada           | Somatório            |
| Finalidade das outorgas de captação       | Majoritária          |
| Volume de captação total outorgado        | Somatório            |
| Vazão mínima de referência ( $Q_{7,10}$ ) | Média                |

Para os critérios “total da carga orgânica lançada”, “volume das outorgas de captação” e “vazão mínima de referência ( $Q_{7,10}$ )”, os valores discretizados por ottobacia foram divididos em 30 categorias com intervalo de valores iguais e padronizados na escala fuzzy conforme as considerações realizadas na Tabela 3.1. Tal divisão faz com que cada um dos intervalos possua um grau de importância diferente. Apesar da escala fuzzy variar de 0 a 255, optou-se por padronizar os critérios no intervalo de 110 a 255 com valores variando de 5 em 5.

Para o critério “finalidade das outorgas de captação”, os valores na escala fuzzy foram obtidos através do mesmo questionário que foi elaborado para a ponderação dos critérios. Sendo assim, essa etapa também contou com a opinião de 10 especialistas da área e o valor fuzzy utilizado na padronização de cada finalidade foi o valor médio das respostas.

### 3.2.7. Agregação dos critérios utilizados e obtenção do mapa final de adequabilidade

No processo de agregação dos critérios, foi utilizado o método WLC (Weighted Linear Combination – Combinação Linear Ponderada), que consiste em um método analítico utilizado quando vários critérios devem ser levados em consideração na análise (BLACHOWSKI, 2015; LORENTZ et al., 2016; ROMANO et al., 2015), sendo frequentemente utilizado devido a sua fácil implementação em ambiente GIS (AL-ADAMAT; DIABAT; SHATNAWI, 2010; BLACHOWSKI, 2015; MUHSIN; AHAMED; NOGUCHI, 2018; TANG et al., 2018).

A WLC foi realizada no módulo MCE (Multi Criteria Evaluation – Avaliação Multicritério) do software IDRISI Selva, sendo os critérios associados aos seus pesos correspondentes e realizada a combinação ponderada para cada pixel da área de estudo. O último passo da WLC foi multiplicar as restrições booleanas que, para o caso de projetos de redes de monitoramento, considerou-se 0 para tudo que não representava a hidrografia. O resultado final consistiu em um mapa final de adequabilidade, onde locais com maior adequabilidade para a alocação de estações de monitoramento qualitativo possuíam valores próximos a 255 e locais com menor adequabilidade possuíam valores próximos a 0.

### 3.2.8. Alocação das estações de monitoramento da qualidade da água

Primeiramente foi necessário determinar a quantidade de novas estações a serem instaladas. Tal procedimento levou em consideração a densidade mínima de estações estabelecida por ANA (2013b) para a região na qual a área de estudo encontra-se inserida, equivalente ao mínimo de uma estação para cada 1.000 km<sup>2</sup> de área. Como a parte mineira da bacia do rio Doce possui área de 71.711 km<sup>2</sup> e uma rede de monitoramento com 65 estações em operação (Tabela 3.6), foi realizada a sugestão de sete novos pontos de monitoramento.

Tabela 3.6. Densidade de estações de monitoramento da qualidade da água na parte mineira bacia do rio Doce

| Área de análise     | Área (km <sup>2</sup> ) | Número de estações | Densidade de estações /1000 km <sup>2</sup> |
|---------------------|-------------------------|--------------------|---|
| Bacia do rio Doce   | 71.542,20               | 65                 | 0,91  |
| UGRH1 Piranga       | 17.578,80               | 16                 | 0,91  |
| UGRH2 Piracicaba    | 5.682,46                | 13                 | 2,29  |
| UGRH3 Santo Antônio | 10.767,60               | 7                  | 0,65  |
| UGRH4 Suaçuí        | 21.590,30               | 13                 | 0,60  |
| UGRH5 Caratinga     | 6.712,79                | 8                  | 1,19  |
| UGRH6 Manhuaçu      | 9.210,27                | 8                  | 0,87  |

Com o mapa de adequabilidade resultante da WLC, foi possível identificar locais para alocação de novas estações de monitoramento da qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce. Para tal, foram selecionados os locais que possuíam valor de pixel mais próximo de 255, sem fazer distinção entre as UGRHs. Em função dos fatores limitantes estabelecidos pelos critérios utilizados na presente proposta metodológica, as novas estações representam os locais com os maiores valores de adequabilidade, caracterizando, conseqüentemente, todas elas como pontos de impacto.

### 3.2.9. Simulação de cenário

Com o objetivo de demonstrar a aplicação da presente proposta metodológica para locais que ainda não possuem uma rede de monitoramento instalada, foi realizada a simulação do mapa de adequabilidade ideal para a bacia do rio Doce. Sendo assim, todo o procedimento foi refeito utilizando o critério “Proximidade de estações de monitoramento já existentes” padronizado com um único valor na escala fuzzy, igual a 255m, conforme consta no fluxograma apresentado (Figura 3.1). Em outras palavras, para esse critério, toda a área de estudo passa a possuir a mesma adequabilidade para a instalação de uma nova estação.

## 3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas Tabelas 3.7 e 3.8 são apresentados os resultados obtidos pela AHP na ponderação dos critérios utilizados para alocação das estações de monitoramento e os valores obtidos para a padronização das finalidades das outorgas de captação na escala fuzzy, respectivamente. Para a obtenção do  $CR \leq 0,1$  em todas as matrizes da AHP foram necessários pequenos ajustes em alguns valores do grau de importância das comparações por pares. Entretanto, ressalta-se que a ordem de importância dos critérios julgada pelos especialistas foi mantida.

Tabela 3.7. Pesos dos critérios obtidos para alocação de estações de monitoramento da qualidade da água em locais que já possuem uma rede instalada

| Ordem | Critérios  | Peso   |
|-------|--|--------|
| 1     | Total da carga orgânica lançada                        | 0,2311 |
| 2     | Proximidade de pontos de lançamento de efluentes       | 0,2204 |
| 3     | Volume de captação total outorgado                     | 0,1525 |
| 4     | Proximidade de estações de monitoramento já existentes | 0,1335 |
| 5     | Proximidade de rodovias e estradas vicinais            | 0,0797 |
| 6     | Finalidade das outorgas de captação                    | 0,0653 |
| 7     | Vazão mínima de referência específica                  | 0,0623 |
| 8     | Proximidade de estações fluviométricas                 | 0,0552 |

Tabela 3.8. Escala fuzzy utilizada na padronização das finalidades das outorgas de captação

| <b>Ordem</b> | <b>Finalidade das outorgas de captação</b> | <b>Valor fuzzy</b> |
|--------------|--|--------------------|
| 1            | Consumo humano                             | 255                |
| 2            | Abastecimento público                      | 240                |
| 3            | Dessedentação de animais                   | 195                |
| 4            | Irrigação                                  | 180                |
| 5            | Uso Industrial                             | 170                |
| 6            | Aquicultura                                | 155                |
| 7            | Extração mineral                           | 130                |
| 8            | Demais finalidades                         | 100                |

Como pode ser observado na Tabela 3.7, os critérios relacionados ao lançamento de efluentes obtiveram os maiores pesos dentre os oito critérios ponderados pelos especialistas. Esse resultado corrobora com a maioria dos estudos encontrados na literatura a respeito da qualidade das águas em bacias hidrográficas brasileiras, que apontam o lançamento de efluentes domésticos sem o adequado tratamento como a principal fonte poluidora. Entretanto, apesar do efluente doméstico ser considerado o maior problema, os critérios utilizados na proposta metodológica não fazem distinção quanto ao tipo da fonte poluidora, de forma que todos os lançamentos possam ser inseridos como base de dados em outras análises.

Em relação à padronização das finalidades das outorgas de captação utilizando a escala fuzzy (Tabela 3.8), o resultado demonstrou o conhecimento dos especialistas em relação à Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída em 1997 pela Lei nº 9.433 (BRASIL, 1997). A Lei possui como um de seus fundamentos o uso múltiplo das águas e prevê que, em situações de escassez hídrica, os usos prioritários são o consumo humano e a dessedentação de animais.

Na Figura 3.4 pode ser observado o resultado da padronização dos critérios utilizando a escala fuzzy, com valores variando entre 0 e 255. Como pode ser observado, o resultado abrange toda a área de estudo, uma vez que a multiplicação do mesmo pela restrição booleana foi feita somente ao fim da WLC. Também é possível observar que, além de permitir a transformação das unidades dos critérios em uma base única de mensuração, a padronização hierarquizou internamente cada um dos critérios, demonstrando como a adequabilidade à alocação das estações de monitoramento qualitativo varia espacialmente na área de estudo.

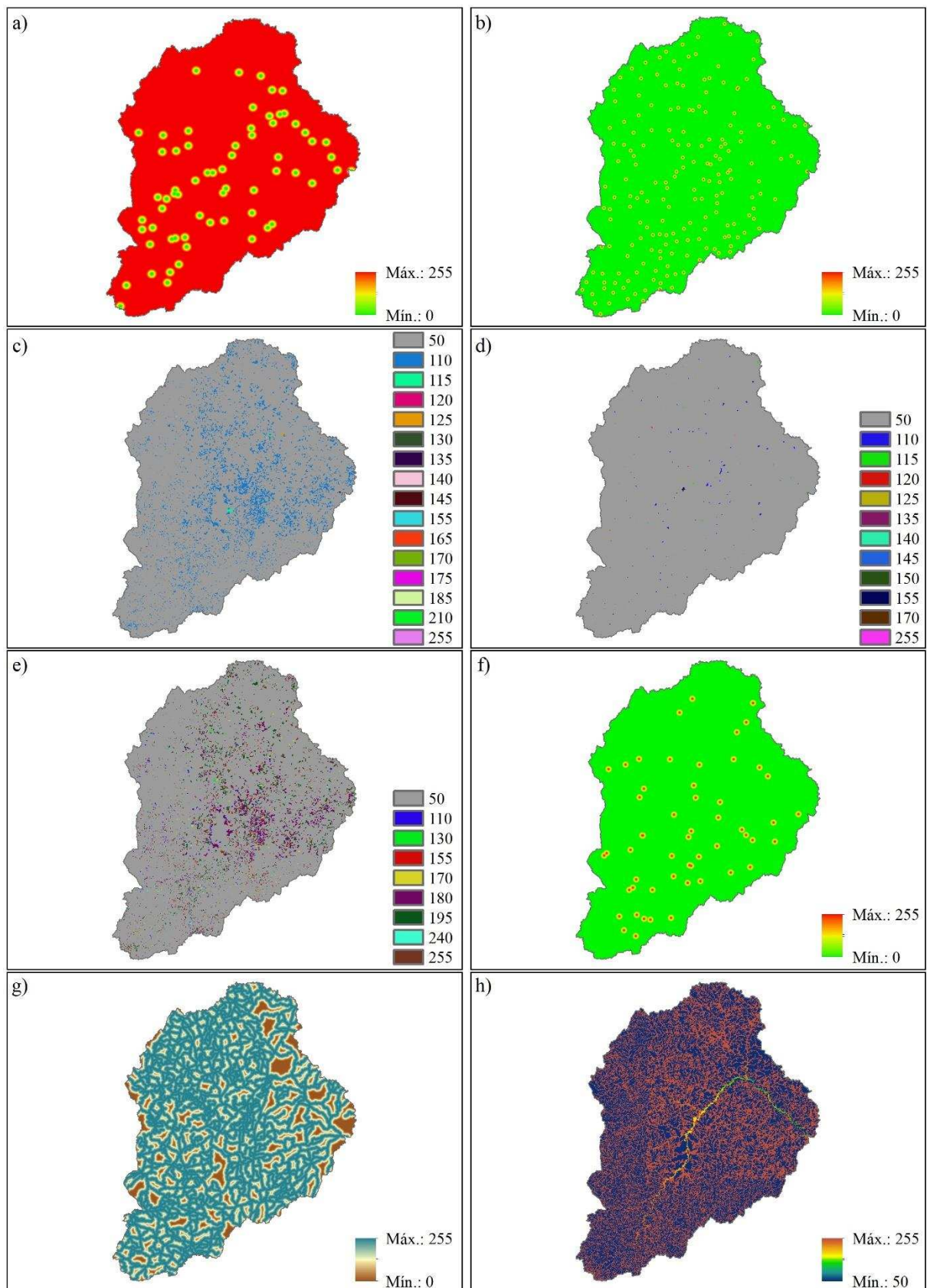


Figura 3.4. Resultado da padronização dos critérios utilizando a escala fuzzy, sendo: a) proximidade de estações de monitoramento já existentes; b) proximidade a pontos de lançamento de efluentes; c) volume de captação total outorgado; d) total da carga orgânica lançada; e) finalidade das outorgas de captação; f) proximidade de estações fluviométricas; g) proximidade de rodovias e estradas vicinais; e h) vazão mínima de referência ( $Q_{7,10}$ )

O processo de agregação dos critérios utilizando o método WLC resultou em um mapa de adequabilidade para a alocação de novas estações de monitoramento na parte mineira da bacia do rio Doce, com valores variando na escala fuzzy entre 41, menos adequado, e 197, mais adequado. Na Figura 3.5 pode ser observado o mapa resultante da agregação dos critérios.

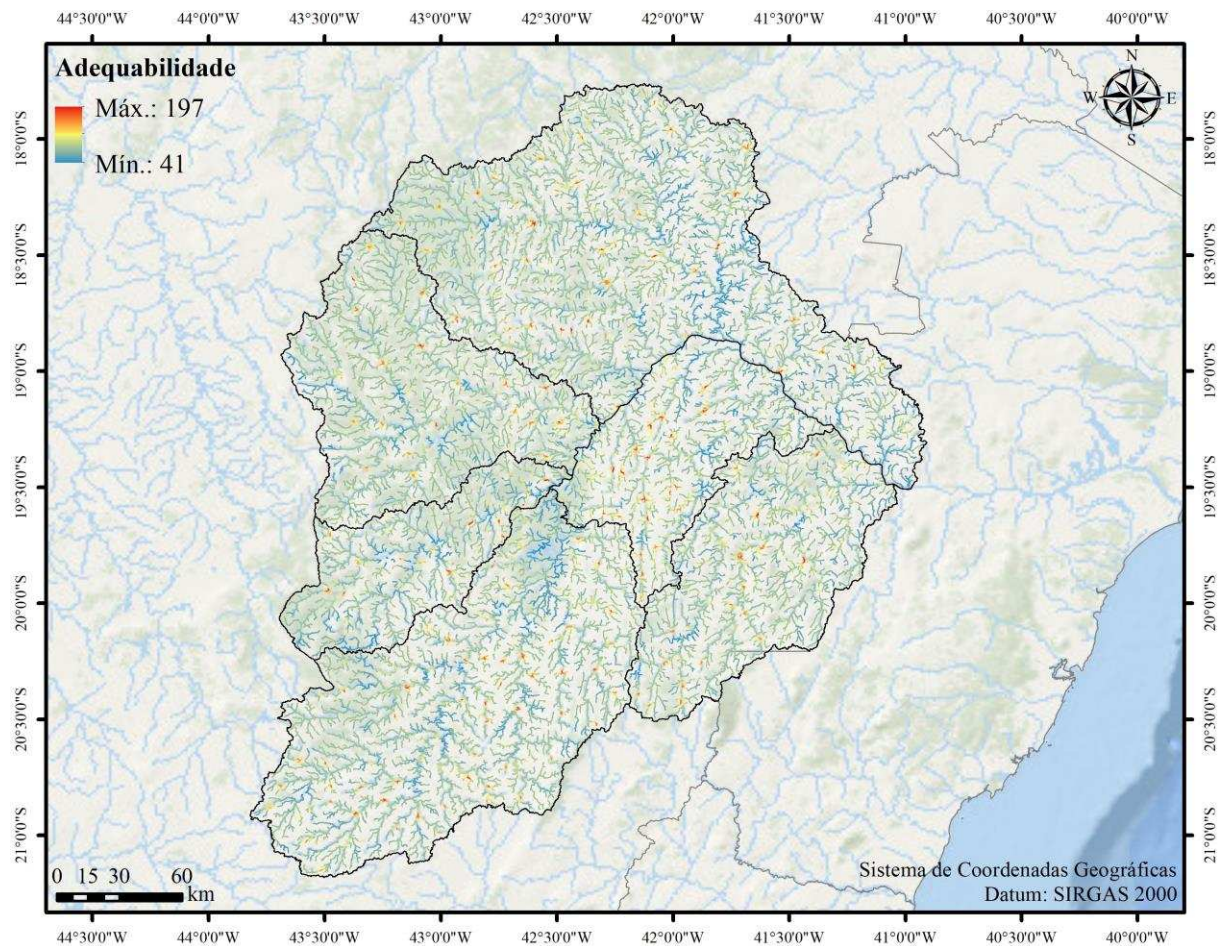


Figura 3.5. Mapa final de adequabilidade para a alocação de novas estações de monitoramento da qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce.

Pela Figura 3.5, locais com maior adequabilidade apresentam características que favorecem a alocação de novas estações em função dos fatores limitantes estabelecidos pelos critérios, tais como uma menor proximidade a estações de monitoramento já existentes. Pelos resultados, destacam-se os altos valores de adequabilidade encontrados na UGRH5 Caratinga, demonstrando que, apesar de a mesma já apresentar uma densidade de estações maior do que a estabelecida por ANA (2013b) (Tabela 3.6), a área possui alta intervenção antrópica.

A partir do mapa apresentado na Figura 3.5, foram identificados os sete locais que apresentaram os maiores valores de adequabilidade. Caso a proposta seja incorporada pelo IGAM, tais locais podem se constituir em novas estações de monitoramento da qualidade da

água na parte mineira da bacia do rio Doce, fazendo com que a área de estudo possua a densidade mínima de estações estabelecida por ANA (2013b). Na Tabela 3.9 são descritas as informações a respeito dos novos pontos de monitoramento propostos para a área de estudo.

Tabela 3.9. Localização das estações propostas para a ampliação da rede de monitoramento da qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce, com suas respectivas descrições

| UGRH | Estação* | Curso d'água          | Coordenadas<br>(Graus decimais) |        | Descrição   |
|------|----------|-----------------------|---------------------------------|--------|---|
|      |          |                       | Lat.                            | Long.  |   |
| 1    | PI01     | Rio Casca             | -20,22                          | -42,65 | Estação a ser instalada a jusante do município de Rio Casca, monitorando uma área de 2.080 km <sup>2</sup> , que recebe o lançamento de efluentes de vários municípios.   |
| 1    | PI02     | Rio Matipó            | -20,28                          | -42,33 | Estação a ser instalada a jusante do município de Matipó e da confluência do rio Matipó com o rio Santa Margarida, um de seus principais tributários.   |
| 3    | PI03     | Rio Guanhães          | -18,90                          | -43,08 | Estação a ser instalada a jusante do município de Senhora do Porto, monitorando uma área de 1.594 km <sup>2</sup> , que recebe o lançamento de efluente de vários municípios e das atividades de mineração encontradas na região. |
| 4    | PI04     | Rio Suaçuí Grande     | -18,37                          | -42,60 | Estação proposta para o monitoramento da poluição dos efluentes lançados pelo município de São Pedro do Suaçuí e pelas atividades econômicas encontradas na região.   |
| 5    | PI05     | Rio Caratinga         | -19,37                          | -42,10 | Estação proposta para o monitoramento dos efluentes lançados pelos municípios de Dom Cavati, Inhapim e Ubaporanga, que, por sua vez, também inclui uma extensa área de atividade agrícola.  |
| 5    | PI06     | Ribeirão São Domingos | -19,40                          | -42,01 | Estação a ser localizada a montante da confluência do ribeirão São Domingos com o rio Caratinga, possibilitando o monitoramento da poluição difusa oriunda das atividades agrícolas encontradas na região.                        |
| 5    | PI07     | Ribeirão Traíra       | -19,75                          | -42,03 | Estação proposta para o monitoramento da poluição dos efluentes lançados pelos municípios de Engenheiro Caldas e Sobrália, bem como pelas atividades econômicas encontradas na região.  |

\*PI: Ponto de impacto

Devido à densidade mínima de estações de monitoramento estar abaixo do recomendado, optou-se por propor apenas pontos de impacto, conforme sugerido por Pérez et al. (2017). Adicionalmente, áreas com maior potencial de poluição afetam a qualidade da água de forma mais expressiva, devendo ser priorizadas (DO et al., 2012).

A escolha exclusiva de pontos de impacto também é justificada pelo fato da qualidade da água ser um dos principais aspectos de vulnerabilidade da bacia, uma vez que diversos fatores determinantes na ocorrência de contaminações pontuais e difusas são observados, tais como:

lançamento de efluentes domésticos sem tratamento, disposição inadequada de resíduos sólidos, alta geração de efluentes industriais e o uso inadequado do solo (ECOPLAN-LUME, 2010). Conforme resultados obtidos anteriormente, a principal fonte de poluição que atua na qualidade das águas da bacia do rio Doce é o lançamento de efluentes doméstico sem tratamento, apresentando valores de violação iguais a 63,12% para a *Escherichia coli* e 30,38% para o fósforo total, conforme os limites estabelecidos pela DN COPAM/CERH n° 01/2008, legislação essa que dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos e diretrizes ambientais para o seu enquadramento no estado de Minas Gerais.

A partir dos resultados apresentados na Tabela 3.9 é possível observar que a UGRH5 apresentou a maior necessidade de ampliação da rede de monitoramento, uma vez que três das sete estações sugeridas encontram-se nela inseridas. Tal fato é justificado pela UGRH5 apresentar características que, em função dos fatores limitantes estabelecidos pelos critérios, favorecem a alocação de novas estações na mesma, dentre os quais: a) altos valores de carga orgânica lançados pelos municípios, refletido pelo alto índice de municípios sem coleta e sem tratamento dos efluentes gerados; b) extensa área de atividade agrícola nas áreas de cabeceira do rio Caratinga, resultando em um número elevado de outorgas para fins de dessedentação animal e irrigação, que, por sua vez, possuem altos valores de adequabilidade na escala fuzzy; e c) menores valores de vazão mínima de referência dentre todas as UGRHs.

Na Figura 3.6 é ilustrada a configuração final da rede de monitoramento, incluindo as sete estações propostas e as 65 que já se encontram em operação, totalizando 72 estações de monitoramento da qualidade da água para a parte mineira da bacia do rio Doce. A distribuição espacial das estações propostas no presente estudo demonstra que uma rede de monitoramento não precisa ser distribuída de forma homogênea por toda a bacia hidrográfica.

Apesar de terem sido identificados somente pontos de impacto para a ampliação da rede de monitoramento, ressalta-se que a metodologia também permite a escolha de pontos de referência, uma vez que os baixos valores de adequabilidade representam ambientes com pouco impacto das atividades antrópicas, sendo assim, tais locais devem ser selecionados caso o objetivo das estações seja estabelecer padrões de referência dos corpos hídricos. Para os pontos estratégicos, a metodologia proposta não permite inferir sobre eles utilizando a escala de adequabilidade. Entretanto, conforme descrito em ANA (2013b), a alocação dos mesmos deve ser realizada em regiões de fronteira, divisa estadual ou em grandes empreendimentos.

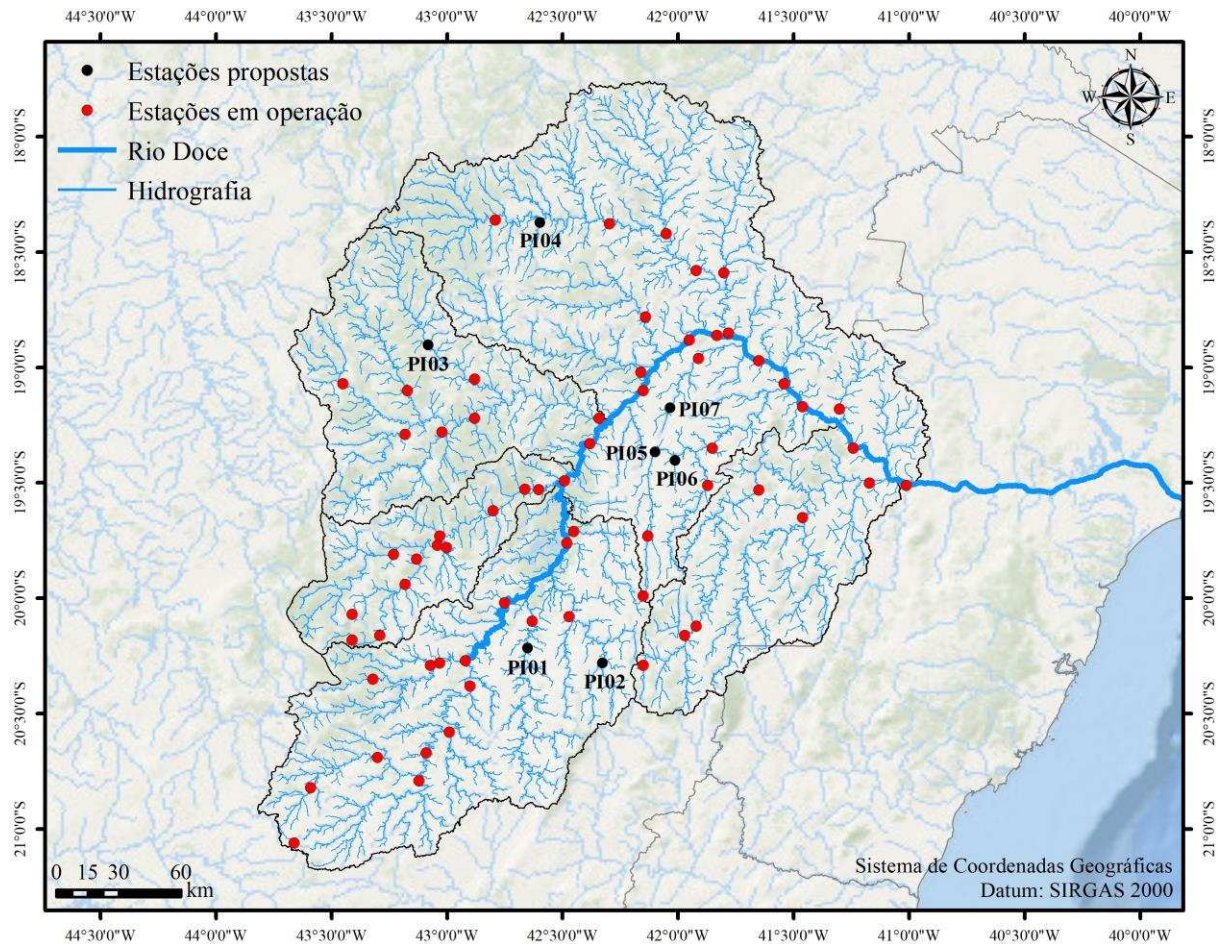


Figura 3.6. Distribuição espacial da rede de monitoramento da qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce após a proposição de alocação das novas estações.

Na Figura 3.7 pode ser observado o resultado final de adequabilidade para a bacia do rio Doce, considerando o cenário em que foi simulada a não existência de rede de monitoramento instalada na área em estudo. Vale ressaltar que a diferença entre análises consistiu apenas na ponderação do critério “Proximidade de estações de monitoramento já existentes” e que o procedimento de escolha dos locais das estações também depende do objetivo de instalação da estação ou da rede de monitoramento, conforme foi realizado na proposição das novas estações na parte mineira da bacia do rio Doce.

Na Figura 3.7 é possível comparar o mapa de adequabilidade obtido, considerando a não existência de rede instalada na parte mineira da bacia do rio Doce, com a distribuição espacial da atual rede de monitoramento do IGAM. Tal procedimento permite inferir sobre a finalidade de alocação das estações. Entretanto, ressalta-se que, como a rede atual foi projetada utilizando métodos diferentes da atual proposta metodológica, tal análise pode apresentar um resultado diferente para o qual as estações de monitoramento foram instaladas.

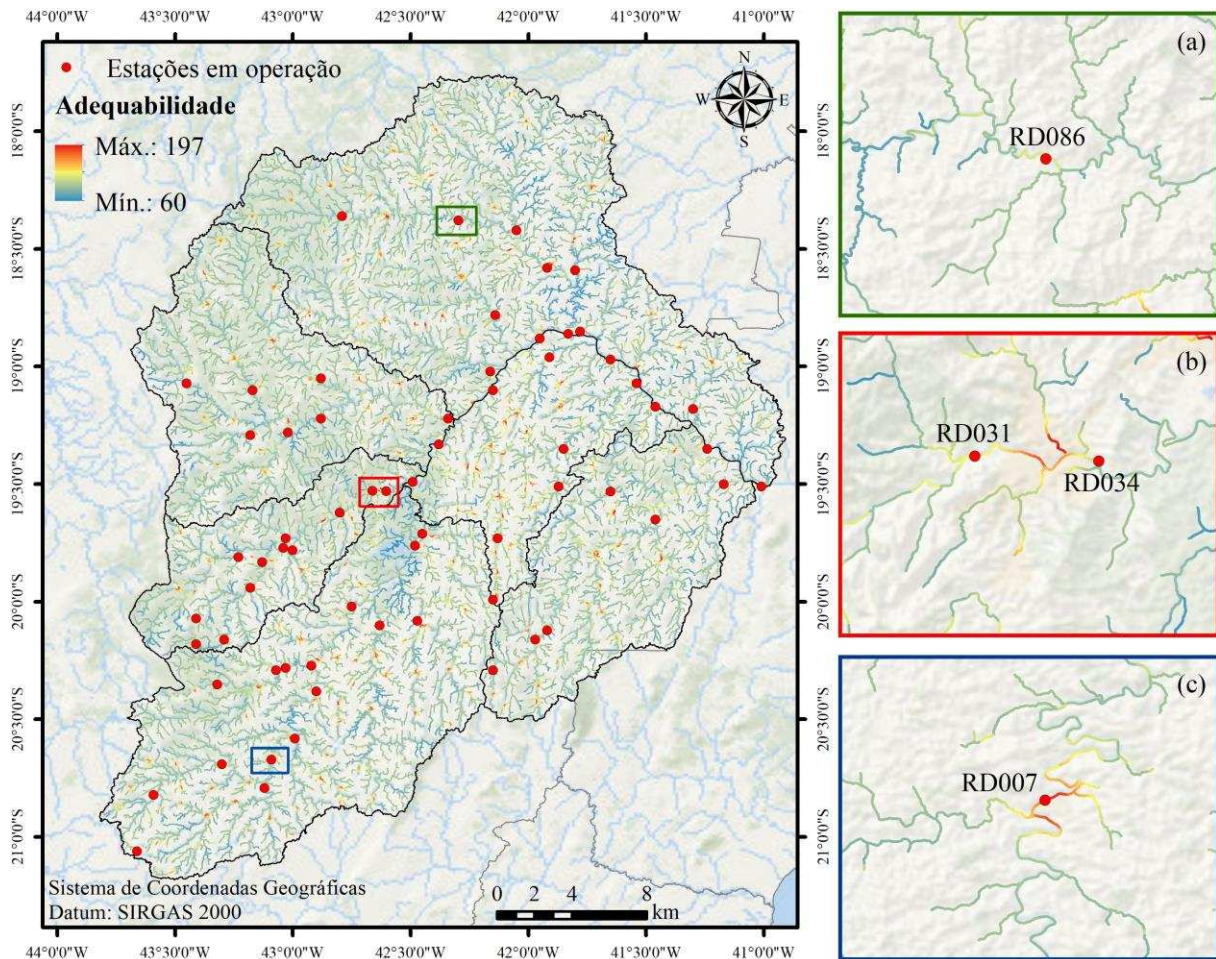


Figura 3.7. Mapa final de adequabilidade para a alocação de estações de monitoramento da qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce, considerando a não existência de rede de monitoramento instalada, e distribuição das atuais estações em operação.

A estação de código RD086 (Figura 3.7 (a)), localizada no rio Suaçuí Grande, pode ser classificada como ponto de referência, uma vez que a mesma se encontra instalada em local com baixo valor de adequabilidade, possuindo assim baixa atividade antrópica. Do ponto de vista ambiental, a alocação de estações de monitoramento nesses locais permite dar um maior suporte ao enquadramento de corpos hídricos, uma vez que a qualidade da água nesses locais tende a se aproximar mais das condições naturais. As estações RD031 e RD034 (Figura 3.7 (b)) encontram-se localizadas antes e após o rio Piracicaba receber os efluentes dos municípios de Timóteo e Coronel Fabriciano, respectivamente. Sendo assim, pode-se concluir que as estações foram instaladas com o intuito de avaliar a influência da região na qualidade da água do rio Piracicaba, classificando-as como ponto de referência (RD031) e ponto de impacto (RD034). Já a estação RD007 (Figura 3.7 (c)) encontra-se instalada no rio Piranga, especificamente na zona urbana do município de Porto Firme. Conforme a metodologia utilizada, o local apresentou alta adequabilidade, o que o caracterizou como ponto de impacto.

De forma geral, percebe-se que a atual rede de monitoramento do IGAM foi instalada para atender diferentes objetivos que são previstos na presente proposta metodológica. Sendo assim, a proposta metodológica desenvolvida pode ser utilizada para revisão e expansão da atual rede de monitoramento do IGAM na parte mineira da bacia do rio Doce.

Em contraste com estudos já realizados (CHEN et al., 2012; MAHJOURI; KERACHIAN, 2011; MITROVIĆ et al., 2019; VAREKAR et al., 2015; VAREKAR; KARMAKAR; JHA, 2016), a metodologia proposta se apresenta como um método robusto e de fácil aplicação, pois utiliza critérios relevantes ao monitoramento da qualidade da água e uma base de dados facilmente obtida por parte dos órgãos gestores de recursos hídricos no Brasil. Já as literaturas acima mencionadas apresentam metodologias complexas e muito específicas, onde a alocação dos pontos de monitoramento é realizada utilizando extensas bases de dados, não sendo aplicáveis a países em desenvolvimento com recursos financeiros limitados (ALILOU et al., 2018), tal como o Brasil.

Outro ponto positivo da metodologia proposta é a sua total execução em ambiente GIS, que facilita a manipulação e a atualização da base de dados. Na a bacia do rio Doce, o estudo “Atlas Esgoto: Despoluição de Bacias Hidrográficas” da ANA já prevê uma redução da carga orgânica lançada pelos municípios até o ano de 2035, enquanto Elesbon et al. (2014b) apresenta uma nova proposta para localização das estações fluviométricas. Sendo assim, havendo qualquer mudança na base de dados de algum dos critérios, a análise poderá ser refeita e novas decisões podem ser tomadas pelos órgãos gestores de recursos hídricos.

### **3.4. CONCLUSÕES**

A metodologia proposta, baseada na seleção dos critérios ponderados e em estrutura de suporte à decisão, mostrou-se robusta e adequada para ser utilizada na alocação de estações de monitoramento da qualidade da água pelos órgãos gestores de recursos hídricos do Brasil.

A proposição dos locais para a instalação das novas estações de monitoramento na poção mineira da bacia do rio Doce indicou que a Unidade de Gestão de Recursos Hídricos Caratinga (UGRH5 Caratinga) possui a maior deficiência de estações.

Ao aplicar a metodologia na parte mineira da bacia do rio Doce considerando a inexistência da atual rede de monitoramento, foi possível classificar as estações em operação conforme a finalidade para qual as mesmas foram instaladas.

Embora os resultados tenham sido específicos para uma área de estudo em questão, a aplicação da metodologia proposta não se restringe à parte mineira da bacia do rio Doce, visto

que os critérios e a estrutura de suporte a decisão utilizados são independentes da bacia hidrográfica e, portanto, aplicáveis a outras áreas de estudo.

A utilização da metodologia proposta permite projetar redes de monitoramento qualitativo com base em critérios relevantes ao monitoramento da qualidade da água, sendo aplicável em áreas que possuem ou não possuem rede de monitoramento já instalada.

### 3.5. REFERÊNCIAS

- AIRES, U. R. V. et al. Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Land Use Policy**, v. 70, p. 63–70, 1 jan. 2018.
- AJORLO, M. et al. Multivariate statistical techniques for the assessment of seasonal variations in surface water quality of pasture ecosystems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 10, p. 8649–8658, 2013.
- AL-ADAMAT, R.; DIABAT, A.; SHATNAWI, G. Combining GIS with multicriteria decision making for siting water harvesting ponds in Northern Jordan. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 11, p. 1471–1477, 1 nov. 2010.
- ALILOU, H. et al. A cost-effective and efficient framework to determine water quality monitoring network locations. **Science of The Total Environment**, v. 624, p. 283–293, 15 maio 2018.
- ALWAER, H.; CLEMENTS-CROOME, D. J. Key performance indicators (KPIs) and priority setting in using the multi-attribute approach for assessing sustainable intelligent buildings. **Building and Environment**, v. 45, p. 799–807, 2010.
- ANA. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil**. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2012.
- ANA. **Cuidando das Águas - Soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos**. 2. ed. Brasília: [s.n.].
- ANA. **Resolução nº 903, de 22 de julho de 2013. Cria a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais - RNQA e estabelece suas diretrizes**, 2013b. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2013/903-2013.pdf>>
- ANA. **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce - Rompimento da Barragem em Mariana/MG**. [s.l: s.n.]. v. 1
- ANA. **Atlas Esgotos: Despolição de Bacias Hidrográficas**. Brasília: [s.n.].
- ANA. **Base hidrográfica Ottocodificada da bacia do rio Doce 1:50.000/1.100.000**. Disponível em: <<http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso

em: 7 jul. 2018a.

- ANA. **Rede Hidrometeorológica Nacional.** Disponível em: <<http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso em: 7 jul. 2018b.
- AVILA, M. et al. Gestão qualitativa dos recursos hídricos. Proposta metodológica para o planejamento de uma rede de estações para monitoramento da qualidade de águas superficiais. Estudo de caso: bacia hidrográfica do Rio Muriaé. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 2, p. 401–415, 1 abr. 2016.
- BARAKAT, A. et al. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, n. 4, p. 284–292, 1 dez. 2016.
- BEHMEL, S. et al. Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. **Science of The Total Environment**, v. 571, p. 1312–1329, 15 nov. 2016.
- BLACHOWSKI, J. Methodology for assessment of the accessibility of a brown coal deposit with Analytical Hierarchy Process and Weighted Linear Combination. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 5, p. 4119–4131, 5 set. 2015.
- BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 - Intitui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 1, 1997.** Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm)>
- CALAZANS, G. M. et al. The use of multivariate statistical methods for optimization of the surface water quality network monitoring in the Paraopeba river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 8, p. 491, 28 ago. 2018a.
- CALAZANS, G. M. et al. Using multivariate techniques as a strategy to guide optimization projects for the surface water quality network monitoring in the Velhas river basin, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 12, p. 726, 15 dez. 2018b.
- CALIZAYA, A. et al. Multi-criteria Decision Analysis (MCDA) for Integrated Water Resources Management (IWRM) in the Lake Poopo Basin, Bolivia. **Water Resources Management**, v. 24, n. 10, p. 2267–2289, 12 ago. 2010.
- CBH-DOCE. **Deliberação Normativa CBH-Doce nº 51/2016**, 2016a. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2016/12/Deliberação-051-Ad-Referendum-Aprova-Realocação-do-PAP.pdf>>
- CBH-DOCE. **A bacia do rio Doce.** Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/institucional/a-bacia>>.

- CHANG, C.-L.; LIN, Y.-T. A water quality monitoring network design using fuzzy theory and multiple criteria analysis. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 10, p. 6459–6469, 29 out. 2014.
- CHEN, Q. et al. Optimization of water quality monitoring network in a large river by combining measurements, a numerical model and matter-element analyses. **Journal of Environmental Management**, v. 110, p. 116–124, 15 nov. 2012.
- CHENG, E. W. L.; LI, H. Construction Partnering Process and Associated Critical Success Factors: Quantitative Investigation. **Journal of Management in Engineering**, v. 18, n. 4, p. 194–202, 2002.
- CHILUNDO, M.; KELDERMAN, P.; O'KEEFFE, J. H. Design of a water quality monitoring network for the Limpopo River Basin in Mozambique. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 33, n. 8–13, p. 655–665, 1 jan. 2008.
- DA COSTA, E. P. et al. Evaluation of violations in water quality standards in the monitoring network of São Francisco River basin, the third largest in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 11, p. 590, 30 nov. 2017.
- DO, H. T. et al. Design of sampling locations for mountainous river monitoring. **Environmental Modelling & Software**, v. 27–28, p. 62–70, 1 jan. 2012.
- DUPAS, R. et al. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 396–407, 1 jan. 2015.
- ECOPLAN-LUME. **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce - Volume I**. [s.l: s.n.].
- ELESBON, A. A. A. et al. Proposta metodológica para projeto de redes hidrométricas: parte I- espacialização não tendenciosa dos dados hidrológicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 9, p. 980–985, set. 2014a.
- ELESBON, A. A. A. et al. Proposta metodológica para projeto de redes hidrométricas: parte II - exclusão, rearranjo e inclusão de estações. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 10, p. 1023–1030, out. 2014b.
- FRAGA, M. D. S. et al. Climatic zoning for eucalyptus cultivation through strategic decision analysis. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 13, n. 1, p. 1, 16 fev. 2018.
- IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/resultados.html>>.
- IGAM. **Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2016**. Belo Horizonte: [s.n.].
- IGAM. **Relatório de Monitoramento das Águas Superficiais nas Bacias Hidrográficas de**

- Minas Gerais em 2016: Projeto: Sistema de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Minas Gerais - Águas de Minas.** Belo Horizonte: [s.n.].
- IGAM. **Processos de Outorga: Relação de deferidos, indeferidos, cancelados e outros.** Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br/outorga>>. Acesso em: 7 jul. 2018a.
- IGAM. **Monitoramento de Qualidade das Águas.** Disponível em: <<http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/monitoramento-de-qualidade-das-aguas>>. Acesso em: 7 jul. 2018b.
- KABAK, M. et al. A GIS-based MCDM approach for the evaluation of bike-share stations. **Journal of Cleaner Production**, v. 201, p. 49–60, 10 nov. 2018.
- KARAMOUZ, M. et al. Design of on-line river water quality monitoring systems using the entropy theory: a case study. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 155, n. 1–4, p. 63–81, 29 ago. 2009a.
- KARAMOUZ, M. et al. Design of River Water Quality Monitoring Networks: A Case Study. **Environmental Modeling & Assessment**, v. 14, n. 6, p. 705–714, 29 dez. 2009b.
- KARLSSON, C. S. J. et al. Natural Hazard Susceptibility Assessment for Road Planning Using Spatial Multi-Criteria Analysis. **Environmental Management**, v. 60, n. 5, p. 823–851, 18 nov. 2017.
- KHALIL, B.; OUARDA, T. B. M. J. Statistical approaches used to assess and redesign surface water-quality-monitoring networks. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 11, n. 11, p. 1915, 2009.
- KUANG, H.; KILGOUR, D. M.; HIPEL, K. W. Grey-based PROMETHEE II with application to evaluation of source water protection strategies. **Information Sciences**, v. 294, p. 376–389, 10 fev. 2015.
- LORENTZ, J. F. et al. Multicriteria analysis applied to landslide susceptibility mapping. **Natural Hazards**, v. 83, n. 1, p. 41–52, 22 ago. 2016.
- MAHJOURI, N.; KERACHIAN, R. Revising river water quality monitoring networks using discrete entropy theory: the Jajrood River experience. **Environ Monit Assess**, v. 175, p. 291–302, 2011.
- MEMARZADEH, M.; MAHJOURI, N.; KERACHIAN, R. Evaluating sampling locations in river water quality monitoring networks: application of dynamic factor analysis and discrete entropy theory. **Environmental Earth Sciences**, v. 70, n. 6, p. 2577–2585, 14 nov. 2013.
- MITROVIĆ, T. et al. Virtual water quality monitoring at inactive monitoring sites using Monte Carlo optimized artificial neural networks: A case study of Danube River (Serbia).

- Science of The Total Environment**, v. 654, p. 1000–1009, 1 mar. 2019.
- MMA. **Rodovias federais, estaduais e municipais do Brasil - PNLT 2006**. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/geonetwork/srv/br/main.home>>. Acesso em: 7 jul. 2018.
- MONTAZAR, A.; GHEIDARI, O. N.; SNYDER, R. L. A fuzzy analytical hierarchy methodology for the performance assessment of irrigation projects. **Agricultural Water Management**, v. 121, p. 113–123, 1 abr. 2013.
- MUANGTHONG, S.; SHRESTHA, S. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: case study of the Nampong River and Songkhram River, Thailand. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 9, p. 548, 2 set. 2015.
- MUHSIN, N.; AHAMED, T.; NOGUCHI, R. GIS-based multi-criteria analysis modeling used to locate suitable sites for industries in suburban areas in Bangladesh to ensure the sustainability of agricultural lands. **Asia-Pacific Journal of Regional Science**, v. 2, n. 1, p. 35–64, 24 abr. 2018.
- NEJI, H. B. B.; TURKI, S. Y. GIS – based multicriteria decision analysis for the delimitation of an agricultural perimeter irrigated with treated wastewater. **Agricultural Water Management**, v. 162, p. 78–86, 1 dez. 2015.
- OLIVEIRA, D. G. DE et al. Land use and its impacts on the water quality of the Cachoeirinha Invernada Watershed, Guarulhos (SP). **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 13, n. 1, p. 1, 12 jan. 2018.
- OLIVEIRA, K. S. S.; QUARESMA, V. DA S. Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 78, p. 101–115, 1 out. 2017.
- OLIVEIRA, S. C. et al. Qualidade das águas superficiais do Médio São Francisco após a implantação dos perímetros irrigados de Gortuba/Lagoa Grande e Jaíba. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, n. 0, p. 711–721, 2017.
- OUYANG, Y. Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis. **Water Research**, v. 39, n. 12, p. 2621–2635, 1 jul. 2005.
- OWUSU, S. et al. Assessing land suitability for aquifer storage and recharge in northern Ghana using remote sensing and GIS multi-criteria decision analysis technique. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 3, n. 4, p. 1383–1393, 22 dez. 2017.
- PARK, S.-Y. et al. Design of a water quality monitoring network in a large river system using the genetic algorithm. **Ecological Modelling**, v. 199, n. 3, p. 289–297, 1 dez. 2006.
- PÉREZ, C. J. et al. A Multi-Objective Artificial Bee Colony-based optimization approach to design water quality monitoring networks in river basins. **Journal of Cleaner**

- Production**, v. 166, p. 579–589, 10 nov. 2017.
- PESSOA, J. O. et al. Qualidade da água de rios em cidades do Estado da Bahia. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 4, p. 687–696, ago. 2018.
- POURSHAHABI, S. et al. Spatio-Temporal Multi-Criteria Optimization of Reservoir Water Quality Monitoring Network Using Value of Information and Transinformation Entropy. **Water Resources Management**, v. 32, n. 10, p. 3489–3504, 7 ago. 2018.
- ROMANO, G. et al. Multi-criteria decision analysis for land suitability mapping in a rural area of Southern Italy. **Land Use Policy**, v. 48, p. 131–143, 1 nov. 2015.
- SAATY, T. L. How to make a decision: The analytic hierarchy process. **European Journal of Operational Research**, v. 48, n. 1, p. 9–26, 5 set. 1990.
- SAATY, T. L. Decision making with the analytic hierarchy process. **International Journal of Services Sciences**, 2008.
- SÁNCHEZ-LOZANO, J. M. et al. Geographical Information Systems (GIS) and Multi-Criteria Decision Making (MCDM) methods for the evaluation of solar farms locations: Case study in south-eastern Spain. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 24, p. 544–556, 2013.
- SHAHSAVARI, M. H.; KHAMEHCHI, E. Optimum selection of sand control method using a combination of MCDM and DOE techniques. **Journal of Petroleum Science and Engineering**, v. 171, p. 229–241, 1 dez. 2018.
- SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling and Software**, v. 22, n. 4, p. 464–475, 2007.
- SIMEONOV, V. et al. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, v. 37, n. 17, p. 4119–4124, 2003.
- SOUZA, M. M. DE; GASTALDINI, M. DO C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 263–274, set. 2014.
- SPERLING, M. VON. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.
- STROBL, R. O.; ROBILLARD, P. D. Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 87, n. 4, p. 639–648, 1 jun. 2008.
- TANG, Z. et al. Incorporating probabilistic approach into local multi-criteria decision analysis for flood susceptibility assessment. **Stochastic Environmental Research and Risk**

- Assessment**, v. 32, n. 3, p. 701–714, 7 mar. 2018.
- TELICI, I. T. et al. Optimal water quality monitoring network design for river systems. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 10, p. 2987–2998, 1 jul. 2009.
- VAREKAR, V. et al. Design of sampling locations for river water quality monitoring considering seasonal variation of point and diffuse pollution loads. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 6, p. 376, 26 jun. 2015.
- VAREKAR, V.; KARMAKAR, S.; JHA, R. Seasonal rationalization of river water quality sampling locations: a comparative study of the modified Sanders and multivariate statistical approaches. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 3, p. 2308–2328, 26 fev. 2016.
- VARGAS, R. R. et al. Assessment of the water quality and trophic state of the Ribeirão Guaraçau Watershed, Guarulhos (SP): a comparative analysis between rural and urban areas. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 13, n. 2, p. 1, 29 mar. 2018.
- VILLACRESES, G. et al. Wind farms suitability location using geographical information system (GIS), based on multi-criteria decision making (MCDM) methods: The case of continental Ecuador. **Renewable Energy**, v. 109, p. 275–286, 1 ago. 2017.
- WALKER, D. et al. Multi-criterion water quality analysis of the Danube River in Serbia: A visualisation approach. **Water Research**, v. 79, p. 158–172, 1 ago. 2015.
- WENG, S. Q.; HUANG, G. H.; LI, Y. P. An integrated scenario-based multi-criteria decision support system for water resources management and planning – A case study in the Haihe River Basin. **Expert Systems with Applications**, v. 37, n. 12, p. 8242–8254, 1 dez. 2010.
- ZADEH, L. A. Fuzzy sets. **Information and Control**, v. 8, p. 338–353, 1965.
- ZAMBON, K. L. et al. Análise de decisão multicritério na localização de usinas termoelétricas utilizando SIG. **Pesquisa Operacional**, v. 25, n. 2, p. 183–199, ago. 2005.

## CONCLUSÕES GERAIS

- As principais variáveis da qualidade da água selecionadas representam a alta susceptibilidade que a bacia do rio Doce apresenta à erosão, ao lançamento de efluentes domésticos nos corpos hídricos da bacia e à contaminação por metais pesados oriundos de atividades industriais e de mineração.
- Foi possível identificar 14 variáveis como prioritárias na rede de monitoramento, sendo elas: clorofila a, coliformes totais, condutividade elétrica, DBO, Escherichia coli, feofitina a, ferro dissolvido, fósforo total, manganês total, nitrogênio amoniacal total, OD, sólidos em suspensão totais, sólidos totais e turbidez.
- A variação da qualidade da água do rio Doce é determinada, em parte, pela sazonalidade, reiterando a importância da frequência de monitoramento mensal nas estações da bacia do rio Doce.
- A maior parte das estações de monitoramento que apresentaram tendências de redução na qualidade da água estão localizadas em áreas com adensamento populacional, demonstrando a forte influência das péssimas condições sanitárias dos municípios na qualidade da água na parte mineira da bacia do rio Doce.
- A bacia do rio Caratinga apresenta o maior grau de poluição dentre todas as unidades de gestão de recursos hídricos da bacia do rio Doce.
- Foi possível identificar que cinco estações de monitoramento qualitativo da parte mineira da bacia do rio Doce podem ser realocadas ou desativadas.
- Foram identificados sete novos locais para instalação de estações de monitoramento na parte mineira da bacia do rio Doce.
- A Unidade de Gestão de Recursos Hídricos do rio Caratinga (UGRH5 Caratinga) possui a maior deficiência de estações dentre as seis unidades avaliadas.
- Foi possível classificar as estações que já se encontram em operação conforme a finalidade para qual foram instaladas na simulação do cenário considerando a não existência de rede de monitoramento
- A metodologia proposta se mostrou adequada para a escolha do local de instalação das estações de monitoramento qualitativo, uma vez que utilizou critérios relevantes ao monitoramento da qualidade da água e é aplicável em áreas que possuem ou não uma rede de monitoramento instalada.